

(Contract 071714)

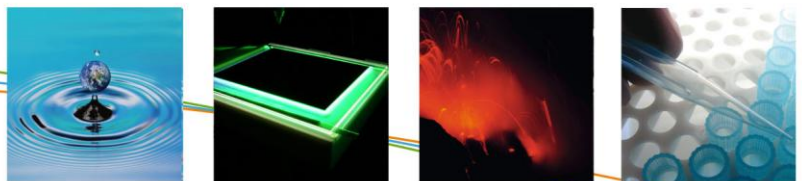
EINDRAPPORT

Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA

Inge Liekens, Jan Staes, Marije Schaafsma, Leo De Nocker, Roy Brouwer, Patrick Meire

Studie uitgevoerd in opdracht van het departement LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid
2009/RMA/R/308

December 2009



Met dank aan de stuurgroep en het begeleidingscomité voor hun input en adviezen. Ook een grote dank aan de experten die hun kennis met ons deelden en alle mensen die hebben meegewerkt aan deze studie door deel te nemen aan de focusgroepen, pretesten en de bevraging.

Citeren als:

Liekens I., Schaafsma M., Staes J., De Nocker L., Brouwer R., Meire P., 2009. Economische waarderingsstudie van ecosysteemdiensten voor MKBA. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid, VITO, 2009/RMA/R308.

VERSPREIDINGSLIJST

Tanya Cerulus, LNE
Ludo Holsbeek, LNE
Ellen Hutsebaut, LNE
Hilde Naessens, LNE
Sara Ochelen, LNE
Dries Wouters, LNE
Ina Comhaire, MOW
Brecht Van de Voorde, MOW

Steven Broeckx, VITO
Leo De Nocker, VITO
Inge Liekens, VITO
Jan Staes, ECOBE, UAntwerpen
Patrick Meire, ECOBE, UAntwerpen
Marije Schaafsma, IVM, VUAmsterdam
Roy Brouwer, IVM, VUAmsterdam

Marc Antrop, vakgroep geografie UGent
Marjanne Sevenants, vakgroep geografie UGent

Leden van de begeleidingsgroep

SAMENVATTING

Deze studie bekijkt de kwantificering en de waardering van ecosysteemdiensten van natuurlandschappen. Natuurlandschappen definiëren we als landschappen die grotendeels bestaan uit natuurlijke elementen zoals bomen, wilde planten, water, ... Er komen geen industrie en woonzones voor. Landbouw is er geen hoofdactiviteit. Ecosysteemdiensten zijn goederen en diensten geleverd door goed functionerende ecosystemen, die een effect hebben op de welvaart van een maatschappij.

The Millennium Ecosystem Assessment (Reid et al., 2006) deelt deze diensten in vier grote groepen in:

- productiediensten
- regulerende diensten
- culturele diensten
- ondersteunende diensten.

Er zijn verschillende methoden om deze ecosysteemdiensten monetair te waarderen die afhangen van het feit of ze al dan niet op een markt te verkrijgen zijn. Vooraleer we kort ingaan op deze methoden is het belangrijk om te vermelden dat we geen ecosystemen op zich waarderen, maar wel de effecten op de welvaart door veranderingen in ecosysteemdiensten.

Waarderingsmethoden

Voor producten is er meestal een markt en kunnen marktprijzen gebruikt worden. Voor de regulerende diensten kan gebruik worden gemaakt van geuite preferenties, gereveleerde preferenties (een aanleunende markt), marginale schadekosten of marginale reductiekosten. De culturele diensten bundelen vooral de waarden die mensen aan natuur hechten vanuit recreatieve, spirituele en emotionele aspecten. Deze diensten kunnen niet gemakkelijk op een markt teruggevonden worden. Ze worden meestal met geuite of gereveleerde preferentiemethoden gewaardeerd. De ondersteunende diensten worden vanuit economisch perspectief niet gewaardeerd omdat ze meestal aanleiding geven tot een verbetering van de andere ecosysteemdiensten. Voor meer uitleg over de verschillende waarden van natuur en hun waarderingsmethoden verwijzen we naar hoofdstuk 3 en 4 en naar het batenrapport van LNE, 2008.

Deze studie is tweeledig: een deel handelt over de belevings- en overdrachtswaarde en een deel over regulerende diensten. Niet alle mogelijke ecosysteemdiensten zijn hier opgelijst. We hebben ons beperkt tot deze diensten waarvan we denken dat ze een belangrijke bijdrage leveren aan de welvaart en waarover voldoende onderzoek bestaat om gefundeerde waarderingsfuncties/kengetallen naar voren te kunnen schuiven.

Belevings- en overdrachtswaarde

Het eerste luik heeft als doel een waarderingsfunctie te schatten voor de belevings- en overdrachtswaarde van natuurlandschappen door middel van een keuze-experiment. De achterliggende idee is dat de waarde van een gebied niet kan gevat worden met één enkel kengetal maar afhankelijk is van kenmerken van dat gebied en van de mensen in de ruime omgeving van dat gebied.

Keuze-experiment

Een keuze-experiment vraagt mensen om een zekere hoeveelheid geld te betalen in ruil voor een goed omschreven goed met welbepaalde kenmerken. De focus van de vraagstelling ligt op de waardering van een omzetting van een agrarisch gebied zonder natuur- of landschappelijke waarden naar een bepaald natuurlandschap met zekere kenmerken. De kenmerken die per alternatief konden verschillen waren het natuurtype¹, de soortenrijkdom, de omvang, de aangrenzende omgeving, de toegankelijkheid en de afstand tot de woonplaats.

Het keuze-experiment werd uitgevoerd in drie regio's: West-Vlaanderen, Oost-Vlaanderen en West-Antwerpen/Vlaams-Brabant. Meer dan 3000 mensen namen deel aan de bevraging. Ruim 2000 enquêtes hiervan waren bruikbaar voor de analyse. De steekproef bleek representatief te zijn voor de Vlaamse huishoudens. Voor de verschillen in inkomen (ondervertegenwoordiging van de zeer lage inkomens en oververtegenwoordiging van de gemiddelde inkomens) en lidmaatschap van een natuur- of milieuvereniging (41% i.p.v. 6%) werd gecorrigeerd in de analyse van de resultaten.

We vatten de betalingsbereidheid voor natuur in een waarderingsfunctie en vinden dat deze betalingsbereidheid afhankelijk is van bovenvermelde kenmerken van het natuurlandschap en kenmerken van de respondenten (zoals inkomen, lidmaatschap natuurvereniging, geslacht, ...). De functie geeft weer in welke mate deze kenmerken belangrijk zijn bij het bepalen van de betalingsbereidheid.

We bekomen volgende waarderingsfunctie:

$$\text{BTB (2)} = 122 * \text{pioniervegetatie} + 93 * \text{slikken en schorren} + 92 * \text{graslanden} + 157 * \text{bossen} + 133 * \text{open water, riet en moeras} + 133 * \text{heide en landduinen} + 0,05 * \text{omvang in hectare} + 28 * \text{hoge soortenrijkdom} + 34 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} - 0,63 * \text{afstand in kilometer} + 8 * \text{natuurlijke omgeving} + 8 * \text{bebouwde omgeving} - 15 * \text{industriële omgeving} - 0,36 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,01 * \text{inkomen} - 37 * \% \text{ vrouwen} + 108 * \% \text{ lidmaatschap}.$$

Belangrijke factoren voor de betalingsbereidheid (BTB)

In een eerste analyse is getest of het keuze-experiment resultaten oplevert die consistent zijn met de economische theorie en literatuur. Zo is bijv. getest of variabelen zoals inkomen en afstand relevant zijn en het juiste teken bezitten. Zoals verwacht op basis van de economische theorie willen mensen met een hoger inkomen meer betalen. Het keuze-experiment is geslaagd op deze test: de belangrijke variabelen zijn significant en hebben het juiste teken.

Uit de resultaten van de bevraging blijkt dat mensen bereid zijn te betalen voor extra natuurlandschappen, maar dat het bedrag afhangt van bovenvermelde kenmerken. Mensen willen meer betalen voor gemakkelijk toegankelijke natuur (aangelegde wandel- en fietspaden) maar dit kenmerk speelt geen dominante rol. Het natuurtype heeft wel een belangrijke rol. Bossen worden iets hoger gewaardeerd; pioniervegetatie, slikken en schorren en graslanden iets lager. Voor de toepassing blijkt wederom het belang om rekening te houden met de omvang en de afstand voor de berekening van een waarde voor bijvoorbeeld heel Vlaanderen.

Het is de eerste keer dat afstand als een kenmerk (attribuut van het goed) wordt meegenomen. Hoewel op basis van theorie en empirie wordt verwacht dat dit effect

¹ De zes verschillende natuurtypes die werden gebruikt zijn: pioniersvegetaties; slikken en schorren; natuurlijke graslanden; bos; open water, riet en moeras; heide en landduinen.

negatief is, is er nog te weinig onderzoek over dit onderwerp om te bepalen welke orde van grootte dit afstandsvervaleffect moet hebben. Als we vergelijken met de bestaande onderzoeken, ligt dit effect wel in dezelfde grootteorde (Bateman e.a. 2007). Wij hebben duidelijk laten zien dat afstand van belang is om mee te nemen wanneer de totale betalingsbereidheid wordt bepaald en zien dit als de belangrijkste les die hier moet worden getrokken voor de gebruikers van de resultaten (zie ook Bateman e.a. 2007).

De resultaten geven ook aan dat respondenten meer willen betalen voor een groter gebied. Het is echter maar één van de kenmerken die de BTB bepalen, zodat een gebied van 200 ha niet dubbel zo hoog gewaardeerd wordt als een gebied van 100 ha. Op dit punt verschilt de benadering op basis van een waarderingsfunctie sterk van een benadering op basis van kengetallen per ha nieuwe natuur. Hierbij rijst de vraag of het keuze-experiment voldoende het kenmerk omvang heeft gevat. In de wetenschappelijke, milieueconomische literatuur staat deze discussie bekend onder de noemer "sensitivity to scope". Deze factor wil zeggen dat elke extra hectare natuur die erbij komt t.o.v. landbouw een meerwaarde krijgt (onafhankelijk van het type natuur). Dus grotere gebieden worden hoger gewaardeerd dan kleinere. Het effect is relatief klein (0.05 euro per bijkomende ha). Dit maakt dat bij toepassing van de waarderingsfunctie grotere gebieden weliswaar hoger worden gewaardeerd dan kleinere, maar veel minder dan dat het verschil in omvang zou suggereren. De gevolgen hiervan voor de toepassing worden verder besproken.

De enquête is uitgevoerd in drie provincies en in de analyse is getoetst of men best met één waarderingsfunctie werkt of met locatiespecifieke waarderingsfuncties. De algemene waarderingsfunctie geeft weinig significante verschillen tussen de verschillende provincies/regio's in het studiegebied indien rekening wordt gehouden met de sociaaldemografische parameters. Dit suggereert dat de algemene waarderingsfunctie overal toepasbaar is in het studiegebied. De mogelijkheden en beperkingen om ze voor gans Vlaanderen te gebruiken worden in hoofdstuk 5 verder besproken.

We hebben getoetst of de bereidheid tot betalen gemiddeld genomen samenhangt met beschikbare indicatoren rond de aanwezigheid van natuur in de ruime woonomgeving van de respondenten, maar hebben geen significante relatie kunnen vaststellen. Dit doet ons inziens geen afbreuk aan de geldigheid van de resultaten en illustreert dat de relatie tussen de waardering van natuur en de beschikbaarheid van natuur complex is.

Het is moeilijk te schetsen hoe deze resultaten zich verhouden tot de resultaten uit de literatuur. Het is voor het eerst dat een keuze-experiment is uitgevoerd voor de economische waardering van Vlaamse natuurlandschappen dat zoveel verschillende factoren dekt. Ook in de internationale literatuur zijn er voor zover ons bekend nauwelijks voorbeelden van keuze-experimenten die bij het waarderen van natuurlandschappen zowel grootte als afstand als attribuut meenemen. Alleen in het keuze-experiment ter waardering van slikken en schorren van Luisetti et al. (2008) worden zowel afstand als grootte meegenomen. Zij vinden een significant effect voor beide attributen in dezelfde orde van grootte als gevonden in dit rapport, maar gezien de beperkingen van de analyse van de studie van Luisetti e.a., met name het basale model dat is gebruikt, is een verdere vergelijking niet goed mogelijk. Het in dit rapport besproken onderzoek levert daarmee een belangrijke bijdrage en houdt rekening met factoren die in de praktijk van belang zijn.

Gebruik van deze waarderingsfunctie in MKBA's en andere beslissingstools

De waarderingsfunctie is afgeleid van een keuze-experiment waarbij mensen specifieke scenario's hebben beoordeeld. De projecten die in een MKBA worden beoordeeld zullen zelden voor 100 % overeenkomen met die scenario's. De kenmerken van die scenario's

en de factoren die voor de mensen van belang zijn voor hun waardering van natuur hebben gevolgen voor de manier waarop de waarderingsfunctie wordt toegepast. Volgende elementen zijn hierbij van belang:

- De totale oppervlakte aan bijkomende natuurlandschappen van het plan;
Indien een alternatief bestaat uit meerdere deelgebieden, beschouwen we deze gebieden als één groot gebied. Afhankelijk van de bestaande situatie op het tijdstip van de studie in vergelijking met de beschikbaarheid aan natuurlandschap in 2009 en de totale oppervlakte aan bijkomende natuurlandschappen in het alternatief zal de toepassing anders zijn. We gebruiken de uit het keuze-experiment rechtstreeks afgeleide waarderingsfunctie voor bijkomende oppervlakten tot 200 ha ten opzichte van 2009. Een daarvan afgeleide kengetallenfunctie wordt gebruikt bij bijkomende natuurlandschappen na de eerste 200 ha.
- De kenmerken van het gebied dat omgezet wordt;
Respondenten moesten in de bevraging hun betalingsbereidheid geven voor een verandering van een agrarisch gebied zonder natuur- en landschappelijke waarden naar een natuurlandschap. Als de basiskenmerken van het gebied dat omgezet wordt naar een natuurlandschap in het plan hiervan verschillen, dan moet hier rekening mee gehouden worden bij het invullen van de waarderingsfunctie.
- De mate van toepasbaarheid in Vlaanderen en aangrenzende regio's en landen.
De waarderingsfunctie kan voor alle provincies in Vlaanderen gebruikt worden. We raden aan om huishoudens in aangrenzende regio's of landen die binnen de straal van 50 km van het natuurlandschap vallen, niet mee te nemen in de analyse. De bevraging gebeurde enkel in Vlaanderen en we weten dus niet wat de betalingsbereidheid is voor een natuurlandschap dat buiten hun eigen land ligt.

De handleiding biedt een gids met praktische instructies en voorbeelden voor de toepassing.

We kunnen concluderen dat de waarderingsfunctie in zijn huidige vorm een grote stap voorwaarts is, maar niet het finale en definitieve antwoord geeft op alle vragen rond waardering van natuur in Vlaanderen.

Kwantificering en waardering van productie- en regulerende diensten

In een tweede luik kijken we naar de kwantificering en de waardering van productiediensten en regulerende diensten.

Productiediensten

De productiediensten zijn verwaarloosbaar klein voor gebieden waar de biodiversiteit vooropstaat. Enerzijds omdat de hoeveelheid goederen die uit een gebied kunnen gehaald worden in vergelijking met commerciële productiegebieden minimaal is, anderzijds omdat vaak ook de afzetmarkt erg klein is. Hout kan hierop een uitzondering vormen, maar er is weinig informatie beschikbaar over hoeveelheden en ontginningskosten van dit hout.

Kwantificering regulerende diensten

Wat betreft de regulerende diensten is vooral de kwantificering van de verandering (effecten op een bestaand ecosysteem, creatie van een nieuw ecosysteem) een moeilijk gegeven in de waardering. Vaak ontbreekt de vertaling van ecologische processen naar de uiteindelijke ecosysteemdiensten. In deze studie is getracht om op basis van

literatuur en expert judgement een aantal kwantificeringsfuncties samen te stellen voor gebruik in een MKBA of andere economische beslissingstools.

Hieruit blijkt dat resultaten uit studies in de literatuur zeer uiteenlopend kunnen zijn doordat de omvang van de achterliggende factoren in het ecologische proces zeer sterk kunnen verschillen. Verder onderzoek is nodig naar de invloed van verschillende ecosysteemfuncties op de ecosysteemdiensten: hoe is de directe link, is er een lineair verband of niet, op welke schaal spelen ze zich af enzovoort.

We hebben getracht de informatie uit de literatuur samen te vatten in praktische rekenregels voor die regulerende diensten waarvan we denken dat ze potentieel belangrijk kunnen zijn en waarvoor voldoende informatie beschikbaar is:

- denitrificatie
- N, P en C opslag in de bodem (waterzuivering, klimaatregulatie)
- N, P en C opslag in biomassa van bossen (waterzuivering, klimaatregulatie)
- verbetering van de luchtkwaliteit
- buffer tegen geluidhinder
- pollinatie
- waterretentie

Voor denitrificatie houden we bij moerassystemen en oeverzones indien mogelijk rekening met de verblijftijd van het water in het ecosysteem. Deze kan berekend worden aan de hand van het volume en het debiet van het water dat er instroomt. Indien deze gegevens niet voorhanden zijn, hebben we formules afgeleid uit de literatuur om deze te berekenen of de denitrificatie op een andere manier te bepalen. Voor terrestrische ecosystemen leiden we de maximale denitrificatie af op basis van drainageklasse en klei-leemgehalte.

We kiezen ervoor om voor C-sequestratie (opslag van C) te vertrekken van de potentiële C-voorraad op basis van klei-leemgehalte en drainageklasse eerder dan vanuit cijfers in de literatuur over netto-opname omdat deze cijfers meestal niets zeggen over de verklarende factoren.

Voor andere diensten zoals de afvang van fijn stof en geluidsbuftering doen we beroep op een aantal studies die een review maken van bestaande studies om de grootteorde in te schatten.

Waardering regulerende diensten

Voor de waardering van de regulerende diensten kan op verschillende methoden beroep worden gedaan, preferabel in de volgende volgorde: gereveleerde methoden, methode op basis van marginale schadekosten of methode op basis van marginale reductiekosten.

De marginale reductiekostenmethode passen we toe voor de diensten nutriëntenverwijdering en klimaatregulatie. De reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die moeten genomen worden om bepaalde milieudoelstellingen te behalen. De marginale reductiekost is de kost per extra eenheid emissievermindering. De marginale kosten van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een doelstelling te halen, vormen de 'schaduwprijs' voor deze emissie (bij een bepaald doelniveau). Deze schaduwprijs weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van een ecosysteemdienst (met name het bereiken van het milieudoel).

Voor de waardering van de dienst nutriëntenverwijdering (N, P) maken we zoveel mogelijk gebruik van specifiek voor Vlaanderen ontwikkelde kostenmodellen om de

marginale reductiekosten af te leiden. Dit leidt vaak tot hogere cijfers dan in de literatuur worden gebruikt. De reden hiervoor is dat Vlaanderen grotere inspanningen moet leveren om de beoogde doelstellingen te bereiken.

Voor de dienst klimaatregulatie baseren we ons op literatuurstudies die rekening houden met het geheel van doelstellingen om klimaatverandering te beperken (tot max 2° C) en de kosten van maatregelen die hiervoor worden genomen.

Voor de dienst geluidsbuffer maken we gebruik van de resultaten uit twee grote studies. In dit geval worden de preferenties van mensen en hun bereidheid tot betalen afgeleid van hoe mensen zich gedragen op bestaande markten. Door meer (minder) te betalen voor eenzelfde woning in een omgeving met een beter (slechter) geluidsklimaat uiten mensen hun voorkeur voor de beperking van geluidshinder. Via statistische analyse wordt dan de bereidheid tot betalen voor de vermindering van één eenheid (dB(A)) geschat, als functie van de waarde van het vastgoed (hedonische methode).

Voor de dienst verbetering luchtkwaliteit berekenen we de waarde voor de afvang van fijn stof en secundaire precursoren aan de hand van de marginale schadekosten. Dit is de kost voor de schade veroorzaakt door een bijkomende eenheid pollutant. Als een verbetering van een regulerende dienst leidt tot minder schade aan menselijke gezondheid of economie dan wordt deze informatie gebruikt om deze dienst te waarderen. Dit betekent dat er in de literatuur goede studies moeten zijn die deze informatie leveren. Voor de afvang van fijn stof kunnen we voortbouwen op studies en kengetallen over de schade van uitstoot van fijn stof voor de menselijke gezondheid, ontwikkeld in het kader van Europese studieprogramma's en toegepast voor het luchtkwaliteitsbeleid in de EU en Vlaanderen. Op basis van luchtkwaliteitsmodellen is de bijdrage van emissies aan concentraties geschat. Op basis van epidemiologische studies is een statistisch verband geschat tussen die concentraties en gezondheidsindicatoren (bijv. hospitaalopnames). Deze gezondheidsindicatoren zijn op hun beurt gewaardeerd op basis van een combinatie van informatiebronnen zoals kosten voor ziekteverzekering of studies naar de bereidheid tot betalen van mensen om specifieke kwalen te voorkomen.

Om deze informatie te gebruiken voor de waardering van de afvang van fijn stof door vegetatie is een verband gelegd tussen deze afvang en concentraties in de omgevingslucht die de gezondheidseffecten veroorzaken.

Gebruik van deze functies en kengetallen in MKBA's en andere beslissingstools

De kwantificeringsfuncties en kengetallen voor waardering kunnen gebruikt worden voor elk natuurlandschap in Vlaanderen en op elke gewenste beslissingsschaal omdat de toename van de regulerende dienst over het algemeen tamelijk lineair is met de grootte van de gebieden en/of het aantal gebieden. In dit rapport zijn slechts getallen opgenomen voor een deel van de ecosysteemdiensten die ecosystemen voortbrengen. Voortschrijdend onderzoek zal deze lijst zeker aanvullen.

Handleiding voor hulp bij praktische toepassing

Het gebruik van alle cijfers en functies in dit rapport wordt uiteengezet en geïllustreerd in een aparte handleiding². Deze handleiding is zeker geen statisch gegeven doordat door verder onderzoek nieuwe informatie ter beschikking zal komen.

² Liekens I., Schaafsma M., Staes J., Brouwer R., De Nocker L., Meire P. (2010). Economische waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.

Voor de kwantificering van de regulerende diensten, hebben we hierin getracht de informatie uit de literatuur samen te vatten in praktische rekenregels.

Er zal ook een webtool ontwikkeld worden die de berekeningen moet vereenvoudigen. Van zodra deze tool ter beschikking komt, zal de cel milieueconomie hiernaar verwijzen op haar homepage: <http://milieueconomie.lne.be>.

SUMMARY

This study quantifies and values the ecosystem goods and services of (semi)-natural land use, including forests. Natural landscapes are defined as landscapes that exist for a major part of natural elements such as trees, wild life and water. The land is not meant for residential or industrial use. Agriculture is not the main activity. Ecosystem services are the benefits that these land-uses provide to society and the economy.

The Millennium Ecosystem Assessment (Reid et al., 2006) distinguishes four major groups of ecosystem goods and services: provisioning services such as food and water; regulating services such as flood and disease control; cultural services such as spiritual, recreational and cultural benefits; and supporting services that maintain the conditions for life on Earth, such as nutrient cycling.

Ecosystem services are often not fully appreciated in policy decisions because they are not fully captured in commercial markets nor adequately quantified in terms comparable with commercial services traded in markets. Ecosystem valuation can provide policy with new insights as it will allow policy appraisals to fully account for the costs and benefits associated with changes in natural environment and will highlight the implications for human wellbeing.

Different methods exist to put a monetary value on these ecosystem services that reflect their importance for human welfare and wellbeing. The choice of method depends on the availability of data, e.g. related to existing markets. In the next chapters of this summary we will explain which methods were applied in our study.

It is important to understand that this study values a marginal change in ecosystem service provision, but does not measure the total value of certain ecosystems. The figures do inform policy makers of the loss of welfare from the disappearance or deterioration of ecosystem services.

Valuation methods

If goods (products) delivered by the provisioning services of ecosystems can be sold on a market, the market prices will be used to value that service. Regulating services can be valued using stated preferences, revealed preferences (adjoining markets), marginal damage costs or marginal reduction costs. Cultural services bundle the value people put on nature from a recreational, spiritual or emotional view and can be monetised using revealed or stated preferences. As the economic value of supporting services is included in the valuation of the services it supports, it is not valued separately.

This study consists of two main parts: in the first the cultural services are studied and in the second one the regulating services. This report is no exhaustive overview of all possible ecosystem services. It is restricted to those ecosystem services that in our opinion have an important contribution in the Flemish context and for which sufficient scientific research has been performed to give a sound base to the selected functions and numbers.

Cultural services

We developed a valuation function by applying a choice-experiment. The idea is that the value of a natural landscape is not captured by one characteristic but depends on a number of characteristics of the area studied and on the characteristics of the beneficiaries, i.e. the people that attach a value to this area.

Choice experiment

In a choice experiment, individuals are given a hypothetical setting (a policy scenario) and asked to choose their preferred alternative among several alternatives from a choice set. The scenario in this study relates to a change from an agricultural land-use - without specific natural or landscape values - to a natural landscape, which is financed through a fund for which the respondent in the study should contribute by paying a specific tax. In making a choice, the respondent makes a trade-off between the value the natural area has, compared to the additional tax, and thus reveals his preferences and willingness to pay for natural landscapes. As we vary the characteristics of the natural areas between the alternatives, the respondent reveals his preferences for these characteristics during a sequence of choices. These characteristics relate to the nature type³, number of species, size, adjacent area, availability of walking trails and the distance to the respondents' residence.

The data were obtained from an internet survey conducted through a marketing bureau panel from which respondents were randomly chosen in three different provinces of Flanders. 3000 residents filled out the survey. After removing incompletes (no choice section) and protest bidders (19%), approx. 2000 respondents (approx. 10000 observations) were included in the analysis. The sample is representative for the Flemish population, after correcting for the differences in income (lower incomes slightly underrepresented) and the overrepresentation of members of environmental organizations.

Findings

We estimated a valuation function for natural landscapes and found that the willingness to pay depends on the characteristics of the natural landscape – as described above - and characteristics of the respondents such as income, membership, age and gender.

The valuation function expressed in yearly WTP (willingness to pay) per household can be written as:

$$\text{WTP} = 122 * \text{pioneer vegetation} + 93 * \text{mudflat and marsh} + 92 * \text{natural grass land} + 157 * \text{forest} + 133 * \text{open water, reed and swamp} + 133 * \text{heath land and inland dunes} + 0,05 * \text{size in ha} + 28 * \text{species} + 34 * \text{availability of walking trails} - 0,63 * \text{distance in km} + 8 * \text{natural surroundings} + 8 * \text{residential surroundings} - 15 * \text{industrial surroundings} - 0,36 * \text{high number of species} * \text{age} + 0,01 * \text{monthly net income} - 37 * \% \text{ women} + 108 * \% \text{ membership}.$$

Important factors for the willingness to pay (WTP)

As the analysis shows that all the choice variable parameters are significant and have the expected signs, it illustrates that the respondents actually made a trade-off between the good provided and the price (tax) to pay.

The results show that people are willing to pay for extra natural landscape and that the amount depends on the above mentioned characteristics. The respondents are willing to pay more for easily accessible nature but it is not dominant. The nature type is important. Forests are valued higher, pioneer vegetation, marshes and grass lands lower than open water, swamps and heath land. The function calculates the WTP for a household at a specific distance from the natural landscape and thus provides a distance-decay function to determine the area which people have a positive WTP for that natural landscape.

³ The six nature types that have been used are: pioneer vegetation, mudflat and marsh, natural grassland, forest, open water reed and swamp, heath land and inland dunes.

It is the first time that distance is a part of the choice experiment as an attribute. Theoretically, and also based on previous empirical findings, we expect a larger distance to have a negative correlation with WTP, but there is not enough research yet to determine the magnitude of the effect. The results of our study are in the order of magnitude as previous research (Georgiou, 2000; Bateman et al. 2007). They show that distance decay is an important effect that must be taken into account when aggregating the results over the relevant population (also see Bateman et al. 2007).

The results show that there is sensitivity to scope (e.g. Georgiou 2000), i.e. respondents are willing to pay more for a larger area compared to a smaller one. As the size of the area is just one of the parameters, a 200 ha area is not valued twice as high as an area of 100 ha. This stresses the importance of using this valuation function instead of the mean value/ha. The value function illustrates that size is not a dominant factor, and the WTP for a larger area is relatively small (€0.05 per extra ha) compared to the total WTP. This element has to be accounted for when the function is used to estimate the WTP for larger areas (more than 200 ha).

It has been tested and shown that this function can be transferred between the three regions where the survey was performed. This suggests that the valuation function is applicable for benefit transfer. The possibilities and limitations are mentioned in chapter 5.

From economic theory we expect substitution possibilities to affect the willingness to pay. We failed to find a statistically significant relationship between willingness to pay and the availability of substitutes, but it has to be remarked that it requires further work to develop and test relevant indicators for the availability of nature.

It is not straightforward to compare our results with literature. It is the first time that a choice experiment was performed for the economic valuation of Flemish natural land use that covers so many different aspects. To our knowledge, it is the first choice experiment in this field that includes such a large variety of parameters (attributes), especially both size and distance. Only Luisetti et al. (2008) accounts for both parameters in a choice experiment valuating mudflats and marshes. They found significant effects for both attributes which are similar to our results. Because of the restrictions in the analysis of Luisetti et al. a further comparison is not possible. Therefore this study provides an important contribution to the empirical research of the effects of factors important for the practical implementation of valuation functions.

Use of the valuation function in CBA (cost benefit analysis) and other decision tools

The valuation function is deduced from a choice experiment where people judge specific scenarios. Such scenarios can only approximate a real project that is being studied with a CBA. The characteristics of these scenarios and choice sets have consequences for the applicability of the valuation function. The following elements are of importance:

- The size of new areas in comparison with the total natural land use in 2009 in the study region;
 If an alternative exists of more small areas, we recommend to consider them as one single area. Depending on the availability of natural land use at the time of the study in comparison with 2009 we recommend to use either the valuation function with coefficients directly derived from the survey, or with coefficients that account for the new situation.
- The characteristics of the original land use;

The valuation study values a land use change from an agricultural land use with no natural or landscape value to a natural land use. If the current land use in the study area is different, it has to be taken into account when using the valuation function.

- The applicability of the function for Flanders and adjacent regions.

The valuation function can be used in Flanders. We discourage to use the function for households within the 50 km range but that live outside Flanders,, because the survey was restricted to inhabitants of Flanders and we don't know to which extent they are willing to pay for a natural area outside their own country.

A guide with practical rules and examples will be published. In addition, a web tool will be developed to facilitate the calculations. On the homepage of the Environment, Nature and Energy department, group environmental economics: <http://milieueconomie.lne.be> you will find a link to this webtool when it is ready.

The valuation function in this study is a big step forwards but does not give the final answer to questions concerning the valuation of cultural services of natural areas in Flanders.

Quantification and valuation of provisioning and regulating services

In a second part we provide functions and key indicators for quantification and valuation of provisioning and regulating services.

Provisioning services

The benefits coming from the provisioning services are negligibly small for areas where biodiversity is the primary objective, because of two reasons. First, the quantities that can be extracted compared to commercial areas is minimal. Second, the market for specific products can be relatively small or informal and harvesting costs can be substantial. Timber and firewood can be an exception to this, but there is very little information on quantities and the costs of harvesting.

Quantification of regulating services

Valuing the change in quantities of different regulating services is a complex, but crucial element in the valuation of impacts on ecosystems (or the creation of new ecosystems). We often lack tools and models to assess the (qualitative) changes in physical, biochemical and ecological processes on the delivery of ecosystem services. In this study, we derive quantification functions on the basis of literature and/or expert judgement for use in CBA or other economic decision procedures.

From this exercise we can conclude that results reported in the literature can range very broadly. It is very difficult to use them for benefit transfer mainly because the context and the driving processes are not quantified. Further research on the influence of different ecosystem functions on ecosystem services is needed. Direct links and relations between variables and processes, scale issues, spatial interactions, temporal dynamics etcetera should be studied in the future.

We have translated the information from the literature into practical quantification functions for those services that are most relevant and for which sufficient information is available. These are:

- denitrification (contribution to good status of waterbodies)
- N, P and C sequestration in soils (contribution to good status of waterbodies, climate regulation)

- N, P and C sequestration in forest biomass (contribution to good status of waterbodies, climate regulation)
- improvement of air quality
- noise mitigation/buffer function

We have discussed the available information related to some functions, for which the current state of information does not allow to provide quantification functions. These are:

- pollination
- water retention (flood control)

Denitrification in wetland ecosystems is preferably calculated with respect to the residence time of the water in the ecosystems. This can be calculated or estimated from inflow and/or outflow measurements with respect to the size of the ecosystem. For cases where this information is not available, we derived other functions to estimate denitrification. For terrestrial ecosystems we deduct potential denitrification, based on soil moisture and soil texture.

Concerning carbon sequestration, we determined a potential maximal carbon content for a given soil drainage, vegetation type and soil texture. Changes in soil drainage and/or vegetation will change the potential maximal carbon content. The annual carbon sequestration potential is a factor of the difference in potential carbon content, which can be represented by an asymptotic function. This is a favourable approach, because it is process based and incorporates changes in potential storage and the associated temporal dynamics. Literature estimates of net ecosystem exchange range very broad, as they capture a moment and do not incorporate long-term dynamics and driving variables such as soil properties, climate, and soil hydrology.

For other services such as the adsorption of fine dust and noise suppression, we have used literature reviews and meta-analysis to provide simplified functions (indicator data).

Valuation regulating services

From scientific and grey literature, indicator data have been selected and/or adopted to value the regulating services. These are based on different methods listed in the following order of preference: revealed preferences, the value of avoided impacts (avoided marginal damage costs) and the avoided expenses for measures to meet agreed targets (marginal reduction costs; avoided costs; replacement costs).

The marginal reduction costs are used for valuing nutrient removal and climate regulation. The reduction costs are the costs of measures to be taken to reach a certain emission goal. The marginal costs are the cost to reduce the emissions with one extra unit. The marginal reduction cost of the last necessary measure to reach the reduction goal can be used as a proxy for the value of the ecosystem service.

For nutrient removal (N, P) we used regional data to calculate the marginal reduction cost. This results in much higher numbers than reported in the literature for other regions due to the high efforts and therefore relatively very expensive measures that Flanders needs to take to reach the goals set in the Water Framework Directive.

The value for climate regulation is based on a literature review.

To value noise mitigation we used the results of two large studies using hedonic pricing. By paying more (less) for an identical house in an environment with a better (worse) noise climate, people reveal their preferences for reduced sound pollution. Statistical

analysis estimates the willingness to pay for a reduction of noise with one unit (dB(A)), as a function of the market value of properties.

The improvement of air quality is monetised through the marginal damage cost, the cost of the damage caused by one extra unit of pollution. If one knows how strongly an improvement of the regulating service reduces the damage to the human health or economy, this information can be used to value the service. Concerning the capturing of particulate matter, indicator values exist developed by European and Flemish research on health effects of particulate matter. The contribution of emissions to the concentrations is estimated. Epidemiological studies have estimated the correlation between concentration and health indicators (e.g. hospital admissions). These health indicators are valued by combined information on costs of health insurance and the willingness to pay to prevent some diseases. To use this information in this context, we have made a connection between the capture of particulate matter by vegetation and the concentrations in ambient air that are at the basis of negative health effects.

Use of these functions and indicator values in CBA

The quantification function and the indicators for valuation can be used for every (semi-) natural land-use in Flanders and on every decision scale because the growth in a regulating service is relatively linear with the size of the area or the number of areas. This report is definitely not exhaustive. Further research will bring new information on ecosystem services and specific ecosystems.

Manual for practical application

The use of all the numbers and functions in this report are explained and illustrated in a separate manual. This manual is not a static one. The list of ecosystem services that is described in this manual is not complete as it was not possible to derive quantification functions for all ecosystem services. The quantification and valuation functions that are presented are built on the current state of knowledge and data-availability, but can be improved in the future when new scientific insights emerge and /or better data is available.

INHOUD

Verspreidingslijst.....	I
Samenvatting.....	II
Summary.....	IX
Inhoud	XV
Lijst van tabellen	XVIII
Lijst van figuren	XX
Lijst van afkortingen	XXI
Hoofdstuk 1 Vraagstelling	1
1.1 <i>Doel</i>	1
1.2 <i>Leeswijzer</i>	2
Hoofdstuk 2 Focus van deze studie	3
2.1 <i>Natuurlandschappen</i>	3
2.2 <i>Indeling binnen de natuurlandschappen</i>	4
Hoofdstuk 3 Disciplines geïntegreerd	7
3.1 <i>Ecologie: Goederen en diensten van ecosystemen</i>	7
3.2 <i>Geografie: Waarde van landschappen</i>	9
3.3 <i>Milieueconomie: Welvaartseffecten</i>	10
3.4 <i>Relatie tussen ecologie, geografie en economie</i>	14
Hoofdstuk 4 Economische waardering	15
4.1 <i>Identificatie van relevante ecosysteemdiensten in studiegebied</i>	15
4.2 <i>Economische waardering op basis van kengetallen of functies</i>	16
4.2.1 <i>Waarom een originele waarderingsstudie?</i>	17
4.2.2 <i>Belang van waarderingsfuncties i.p.v. vereenvoudigde kengetallen</i>	18
Hoofdstuk 5 Waardering van de belevings- en overdrachtswaarde	20
5.1 <i>Studie van de perceptie en waarde van natuurlandschappen</i>	20
5.1.1 <i>Overzicht van de welvaartseffecten van natuurlandschappen van (zeehaven)projecten</i> ...	21
5.1.2 <i>Keuze</i>	25
5.2 <i>Bevragingsmethode</i>	26

5.2.1	Het keuze-experiment	26
5.2.2	Stappen	27
5.3	<i>Attributen en attribuutniveaus</i>	31
5.3.1	Bepalen van attributen d.m.v. focusgroepen	31
5.3.2	Bepalen attributen d.m.v. literatuur en expertgesprekken	32
5.3.3	Keuze voor attributen en niveaus	33
5.4	<i>Prétest</i>	34
5.5	<i>Resultaten bevraging</i>	36
5.5.1	Respondenten en hun kenmerken	36
5.5.2	Keuze-experiment: algemene respons	43
5.5.3	Keuze-experiment: statistische modellen	44
5.5.4	Keuze-experiment: economische waarden en waarderingsfuncties	50
5.5.5	Betalingsbereidheid voor bepaalde scenario's	53
5.5.6	Transfereerbaarheid van de waarden tussen de drie regio's	54
5.5.7	Gebruik van de waarderingsfunctie voor bestaande natuurlandschappen.	57
Hoofdstuk 6	Waardering van de productie- en regulerende diensten	58
6.1	<i>Inleiding</i>	58
6.2	<i>Productiediensten</i>	59
6.3	<i>Regulerende diensten</i>	60
6.3.1	Aanpak	60
6.3.2	Toepassing	60
6.3.3	Nitraatverwijdering door denitrificatie	61
6.3.4	Nutriëntenopslag in biomassa	82
6.3.5	Nutriëntenopslag in bodems	85
6.3.6	Nutriëntenopslag in waterbodems, oeverzones en slik en schor.....	89
6.3.7	Klimaatregulatie	92
6.3.8	Luchtkwaliteit.....	121
6.3.9	Groene ruimte als geluidsbuffer.....	125
6.3.10	Pollinatie en andere ecosysteemdiensten door wilde insecten	128
6.3.11	Waterretentie	128
6.4	<i>Waardering</i>	129
6.4.1	Onderbouwing van de selectie van methodes voor waardering	129
6.4.2	Waardering van nutriëntenverwijdering en opslag (N en P)	132
6.4.3	Klimaatregulatie	137
6.4.4	Luchtkwaliteit.....	138
6.4.5	Geluidsbuffer	141
6.4.6	Pollinatie en andere ecosysteemdiensten van wilde insecten	143
Hoofdstuk 7	Conclusie	147
7.1	<i>Belevings- en overdrachtswaarde</i>	147
7.1.1	Keuze-experiment	147
7.1.2	Belangrijke factoren voor betalingsbereidheid	147
7.1.3	Gebruik van deze waarderingsfunctie in MKBA's en andere beleidstools	149
7.2	<i>Kwantificering en waardering van regulatiediensten</i>	150
7.2.1	Productiediensten	150
7.2.2	Kwantificering regulerende diensten.....	150
7.2.3	Waardering regulerende diensten	151

7.2.4	Gebruik van deze functies en kengetallen in MKBA's en beleidstools	152
7.3	<i>Handleiding voor hulp bij praktische toepassing</i>	<i>152</i>
7.4	<i>Aanbevelingen en verder onderzoek</i>	<i>152</i>
Literatuurlijst		154
Begrippenlijst.....		170
Bijlage A: Gebruikte bwk-codes.....		172
Bijlage B: Overzicht van verschillende waarden van natuur en landschap en de hiervoor gebruikte terminologie		174
Bijlage C : Internet versus Face-to-Face enquêtes.		176
Bijlage D: Definitieve enquête zonder beelden.....		178

LIJST VAN TABELLEN

tabel 1: intermediaire diensten, finale ecosysteemdiensten en baten van natuur en landschap.....	15
tabel 2: welvaartseffecten van project met betrekking tot natuur en landschap	22
tabel 3: het relatieve belang van de te verwachten effecten op natuur en landschap	23
tabel 4: overzicht van attributen en niveaus	33
tabel 5: protest en legitieme redenen om niet te willen betalen	43
tabel 6: resultaten van de drie modellen van het keuze-experiment.....	46
tabel 7: betalingsbereidheid voor de attributen in euro per huishouden per jaar	51
tabel 8: betalingsbereidheid voor 2 fictieve scenario's per afstandstratum	53
tabel 9: procentuele transfereerfouten voor scenario 1 op basis van de BTB (1) functies	56
tabel 10: procentuele transfereerfouten voor scenario 2 op basis van de BTB (1) functies.....	56
tabel 11: procentuele transfereerfouten voor scenario 1 op basis van de BTB (2) functies.....	56
tabel 12: procentuele transfereerfouten voor scenario 2 op basis van de BTB (2) functies.....	56
tabel 13: evolutie van de gemiddelde nitraatconcentraties die gemeten werden binnen het MAP-meetnet	64
tabel 14: relatieve verwijdering van N-NO_3^- in moerassen in functie van hydraulische belasting	66
tabel 15: absolute verwijdering (in $\text{mg N/m}^2\cdot\text{d}$) in functie van hydraulische verblijftijd en belasting, volgens de formule van Seitzinger	67
tabel 16: restconcentratie na zuivering bij input concentratie van 5 mg N/l in functie van hydraulische verblijftijd, volgens de formule van Seitzinger	68
tabel 17: geschatte gemiddelde denitrificatiewaarden voor alluviale bodems (in $\text{mg N/m}^2\cdot\text{d}$)	71
tabel 18: gemiddelde stikstofdepositie in Vlaanderen ($\text{kg/ha}\cdot\text{a}$)	71
tabel 19: nitraatgehalten in grond- en oppervlakte water voor West-Vlaanderen - Milieubarometer West-Vlaanderen	72
tabel 20: denitrificatie in sedimenten van stromende wateren ($\text{mg N/m}^2\cdot\text{d}$)	74
tabel 21: overzicht indicatoren Prati-Index (PIO) en Belgische Biotische Index (BBI)	75
tabel 22: voorbeeld berekening cumulatieve nitraatverwijdering in oeverzones.....	79
tabel 23: overzicht van waarden voor nutriëntenopname in bovengrondse biomassa voor verschillende boomsoorten.....	84
tabel 24: overzicht van N- en P-inhoud in functie van boomomtrek en per kg biomassa	85
tabel 25: koolstof en stikstofinhoud van venige bodems	88
tabel 26: fosfaatretentie-efficiëntie van moerassen.....	89
tabel 27: enkele waarden voor efficiëntie fosfaatretentie in bufferzones	91
tabel 28: voorspelde koolstofwaarden in functie van landgebruik, waterhuishouding en bodemtextuur ton C/ha).....	96
tabel 29: aanname van relatieve wijzigingen in koolstofvoorraad ten gevolge van een wijziging van de evenwichtssituatie in functie van tijd.....	98
tabel 30: gemiddelde koolstofvoorraad in akkerbodems anno 1960 voor combinaties van bodemtextuur en waterhuishouding	101
tabel 31: maatregelen die koolstofverarming in akkerland tegengaan.....	104
tabel 32: gemiddelde koolstofvoorraad in graslandbodems anno 1960 voor verschillende bodem texturen en drainageklassen.	105
tabel 33: veranderingen in koolstofvoorraden in graslanden voor verschillende landbouwregio's	106
tabel 34: koolstofvoorraad in halfnatuurlijke en landbouwgraslanden onder verschillend beheer	107
tabel 35: afname van de koolstofvoorraad in landbouwgraslanden tussen 1960 en 2000.....	107
tabel 36: literatuurgegevens over bovengrondse levende biomassa voor verschillende bostypen.....	109
tabel 37: relatieve toename van biomassa in functie van het percentage van de maximale bosleeftijd	111
tabel 38: maximale bosleeftijd en geassocieerde biomassa.....	113
tabel 39: koolstofvoorraden in de strooisellaag van bossen	113
tabel 40: gemiddelde koolstofvoorraad in bosbodems anno 1960 voor verschillende bodem texturen en drainageklassen.	115
tabel 41: literatuurgegevens over koolstofvoorraden in bosbodems	115

tabel 42: gemiddelde koolstofvoorraad in heidebodems anno 1960 voor verschillende bodem texturen en drainageklassen.	116
tabel 43: opname en uitstoot van broeikasgassen door moerassen in functie van hun ontwikkelingsstadium.	119
tabel 44: kengetallen over C-opname door moerasescosystemen	120
tabel 45: kengetallen voor de kwantificering van afvang van fijn stof door natuurtypes	123
tabel 46: kengetallen voor de kwantificering van afvang van NO _x en NH ₃ door natuurtypes.....	124
tabel 47: absorptie per 100m dichte vegetatie (dB)	128
tabel 48: overzicht van te waarden regulerende diensten en gehanteerde methodieken	131
tabel 49: kengetallen voor de waardering van afvang van fijn stof (PM ₁₀), NO _x en NH ₃ door natuurtypes ..	140
tabel 50: waardering van een dB-verandering per woning	142
tabel 51: kwetsbaarheid van gewassen voor wilde bestuivers in Vlaanderen	144

LIJST VAN FIGUREN

figuur 1: totale economische waarde van natuurlandschappen en mogelijke waarderingsmethoden	11
figuur 2: de relatie tussen de drie disciplines	14
figuur 3: studiegebied verdeeld in 3 zones op basis van de Vlaamse zeehavens	30
figuur 4: opleidingsgraad van de respondenten in vergelijking met het Belgische gemiddelde	37
figuur 5: gemiddeld maandelijks gezinsinkomen in vergelijking met belastingaangifte 2006	37
figuur 6: gemiddeld gezinsinkomen in vergelijking met de Vlaamse huishoudenquête	38
figuur 7: aantal bezoeken aan een natuurlandschap	39
figuur 8: bekendheid met de verschillende landschapstypes	40
figuur 9: de wens om meer te hebben van een bepaald landschapstype indien hiermee vertrouwd	41
figuur 10: belang van kenmerken van een natuurlandschap	42
figuur 11: invloed van afstand op de betalingsbereidheid	53
figuur 12: regressiemodel voor nitraatretentie in functie van hydraulische verblijftijden	63
figuur 13: illustratief voorbeeld - Variatie in nitraatbelasting voor de Babelse beek te Lier	65
figuur 14: denitrificatie in functie van temperatuur, klei-leemgehalte en waterverzadiging	70
figuur 15: omzettingen van stikstof in een oeverzone	76
figuur 16: inschatting van de effectieve breedte van oeverzones op basis van grond- en oppervlakte waterpeilen	77
figuur 17: breedte –efficiëntie verhouding van N-verwijdering in oeverzones	77
figuur 18: reductieprocessen in functie van inundatietijd en relatieve concentraties van de verschillende stoffen die voor de oxidatie van organisch materiaal worden gebruikt	80
figuur 19: verloop van denitrificatie en de bepalende variabelen bij het infiltreren van het overstromingswater in poelen	81
figuur 20: accumulatie van P en N in biomassa in functie van de bosleeftijd	83
figuur 21: fosfaatbinding in bodems aan ijzer, aluminium en calcium in functie van pH	87
figuur 22: terrestrische stofstromen en processen van koolstof	92
figuur 23: voorspelde koolstofwaarden in functie van landgebruik, waterhuishouding en bodemtextuur ...	95
figuur 24: aannahme van relatieve wijzigingen in koolstofvoorraad in de bodem ten gevolge van een wijziging van de evenwichtssituatie in functie van tijd	99
figuur 25: de voorspelde koolstofvoorraad in Vlaamse Bodems op basis van een regressiemodel	100
figuur 26: achteruitgang van bodem C-opslag akkers en graslanden in Vlaanderen zonder landgebruikverandering	102
figuur 27: invloed van akkerbouw op de koolstofbuffer van de bodem (Lal & Bruce 1999)	103
figuur 28: achteruitgang van koolstofvoorraden in Vlaanderen en Wallonië tussen 1990 en 2000 (Letkens, Van Orshoven et al. 2005).	104
figuur 29: koolstofcyclus in het bos	108
figuur 30: toename van levende bovengrondse biomassa, strooisel en wortelbiomassa in functie van bosleeftijd voor Rode Els	110
figuur 31: gemiddelde koolstofvoorraad in biomassa voor verschillende omlooptijden	110
figuur 32: cumulatieve toename van biomassa in functie van het percentage van de maximale bosleeftijd	111
figuur 33: inschatting van de C-fluxen in een oligotroof rietmoeras	118
figuur 34: seizoenale cyclus van CO ₂ -opname en CO ₂ -emissie voor een rietmoeras	118
figuur 35: factoren die een rol spelen bij geluidsvoortplanting	126
figuur 36: marginale kostencurve N _t	135
figuur 37: marginale kostencurve P _t	136

LIJST VAN AFKORTINGEN

BAG	Benefit Assessment Guidelines (UK)
BBI	Belgische Biotische Index
BTB	Bereidheid tot Betalen/betalingsbereidheid
BWK	Biologische WaarderingsKaart
BZV	Biologische Zuurstofvraag
CWM	Contingente Waarderingsmethode
CZV	Chemische Zuurstofvraag
DALY	Disability-Adjusted Life-Years
EGD	Ecosysteemgoederen en -diensten
EI-gebied	Ecologisch Impulsgebied
ESD	Ecosysteemdiensten
ERSA	Normen Richtlijn Stedelijk Afvalwater
HP	Hedonic Pricing
IBA	Individuele Behandeling van Afvalwater
ILVO	Instituut voor Landbouw- en Visserijonderzoek
INBO	Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
KE	Keuze experiment
KRW	Kaderrichtlijn Water
LNE	Departement Leefmilieu, Natuur en Energie van de Vlaamse overheid
MAP	MestActiePlan
MER	Milieueffectrapport
MKBA	Maatschappelijke kosten-batenanalyse
MNP	Milieu- en Natuurplan
NAC	Nationaal Agrarisch Centrum
NARA	Natuurrapport
NEM	Nationale Emissie Maxima
NOAA	National Oceanographic and Atmospheric Administration
NSDI	Noise Sensitivity Depreciation Index
nvt	niet van toepassing
NW	Netto Waarde
OEI	Overzicht Effecten Infrastructuur
pH	zuurtegraad
PIO	Prati-Index
RUP	Ruimtelijk Uitvoeringsplan
RWO	Departement Ruimtelijke Ordening, Woonbeleid en Onroerend Erfgoed
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinstallatie
SEPA	Swedish Environmental Protection Agency
SOC	Soil Organic Carbon
VLM	Vlaamse Landmaatschappij
VMM	Vlaamse Milieumaatschappij

HOOFDSTUK 1 VRAAGSTELLING

De Vlaamse overheid hecht steeds meer belang aan het gebruik van economische afwegingskaders bij het bepalen en uitvoeren van haar beleid. Om een onderbouwde keuze te kunnen maken is kennis over de kosten en baten die met de uitvoering gepaard gaan onontbeerlijk. Dit geldt evenzeer voor het Vlaamse milieubeleid. Het is de taak van de cel Milieueconomie om het onderzoek rond economische afwegingskaders te ondersteunen en expertise aan te reiken.

In 2006 werd een standaardmethodiek voor maatschappelijke kosten-batenanalyses (MKBA) voor de toepassing op grote infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens opgesteld (RA, 2006). Deze standaardmethodiek zorgt ervoor dat verschillende projecten op een vergelijkbare en transparante wijze uitgevoerd worden. Ze betekende op een aantal punten een aanvulling op de bestaande praktijk o.a. waar het gaat over de behandeling van externe effecten op het milieu.

De externe effecten op natuur en landschap werden hierin slechts kwalitatief meegenomen. De belangrijkste reden hiervoor is de afwezigheid van bruikbare en betrouwbare kengetallen. Omdat een MKBA een cijfermatig instrument blijft waarbij het eindsaldo van belang is, riskeren de kwalitatief meegenomen effecten in praktijk verloren te gaan in de besluitvorming.

1.1 Doel

De cel Milieueconomie wil de lacune in de standaardmethodiek MKBA wegwerken door via dit onderzoek kengetallen of waarderingsfuncties voor natuurlandschappen aan te reiken die wetenschappelijk onderbouwd zijn. Zo kunnen de externe effecten op natuur op een gelijke, monetaire basis afgewogen worden tegen andere kosten en baten van de uit te voeren projecten in zeehavengebieden of in andere toepassingen. Belangrijk hierbij is dat veranderingen in kwaliteit van een natuurgebied gewaardeerd kunnen worden.

Door een specifieke Vlaamse waarderingsstudie voor natuurlandschappen te laten uitvoeren, wil de cel Milieueconomie een wetenschappelijke consensus bekomen over dit soort kengetallen in Vlaanderen.

Anderzijds wil de cel Milieueconomie op deze manier het gebruik van economische afwegingskaders in het beleidsdomein LNE stimuleren.

De uiteindelijke bedoeling van deze studie is om kengetallen en waarderingsfuncties te genereren om zo goed mogelijk de totale sociaaleconomische waarde van veranderingen in natuurlandschappen te benaderen. Omdat de goederen die op een markt verkocht worden en indirecte gebruiksbaten zoals bijv. het voorkomen van overstromingen op een andere wijze worden gewaardeerd als de belevingswaarde, recreatiewaarde en waarde die men hecht aan het behoud van groen voor komende generaties, behandelen we deze twee grote groepen in verschillende hoofdstukken.

1.2 Leeswijzer

Dit rapport is het wetenschappelijk achtergronddocument dat de methodologie en de genomen keuzes toelicht.

Hoofdstuk 2 geeft de keuzes aan die gemaakt werden bij het bepalen van de studiefocus. Hoofdstuk 3 legt de link tussen de verschillende disciplines die in dit onderzoek nodig zijn. Hoofdstuk 4 schetst het theoretisch kader waarvan vertrokken is. Hoofdstuk 5 gaat in op de waarderingsstudie voor de waardering van de belevings- en overdrachtswaarde (def. zie hfst.4). Hoofdstuk 6 verduidelijkt de methoden van kwantificering en waardering van de regulatiebaten (indirecte gebruikswaarde) en productiebaten (directe gebruikswaarde). Hoofdstuk 7 geeft tenslotte de conclusies en aanbevelingen voor verder onderzoek.

Een aparte handleiding⁴ geeft weer hoe de resultaten van deze studie gebruikt kunnen worden in een MKBA.

⁴ Liekens I., Schaafsma M., Staes J., De Nocker L., Brouwer R., Meire P., (2010) *Economische waardering van ecosysteemdiensten, een handleiding*. Studie in opdracht van LNE, afdeling milieu-, natuur- en energiebeleid.

HOOFDSTUK 2 FOCUS VAN DEZE STUDIE

2.1 Natuurlandschappen

Vooraleer we waarderingsfuncties en kengetallen kunnen bepalen, moeten we eerst goed de focus van deze studie afbakenen. In overleg met de opdrachtgever en de stuurgroep is ervoor gekozen om de methode van goederen en diensten van ecosystemen te volgen. Dit maakt dat we gaan kijken naar de functionaliteit van deze ecosystemen en de welvaartseffecten hiervan op de mens. We kijken niet naar de waarde van de natuur an sich (intrinsieke waarde⁵) en dus ook niet naar de waarde van planten en dieren. De scope van deze studie is beperkt tot natuur en landschap. Ook binnen deze scope moeten we keuzes maken.

De diversiteit aan landschappen in Vlaanderen en hun functionaliteit is enorm groot. Enerzijds is het onmogelijk om alle aspecten mee te nemen binnen het tijdsbestek en de budgetten van deze studie. Anderzijds maakt deze diversiteit van landschappen ook dat niet alle soorten landschappen en hun aspecten in één keer kunnen bevraagd worden.

We kiezen ervoor om onze focus te beperken tot de natuurlandschappen (landschappen die grotendeels bestaan uit natuurlijke elementen zoals bomen, wilde planten, water, ... Er komen geen industrie en woonzones voor. Landbouw is er geen hoofdactiviteit.) We kiezen hiervoor omdat het in de context van infrastructuurprojecten gaat om natuur die bedreigd wordt op één plaats en indien ze verloren gaat vaak moet gecompenseerd worden op een andere plaats. In het kader van MKBA's is het belangrijk om onzekerheden te beperken voor het inschatten van de waarde van het bedreigde gebied en de waarde van het eventueel nieuw te realiseren gebied. Deze natuur kan al dan niet een beschermd statuut hebben.

De nieuwe (industriële) landschappen die ontstaan na uitvoering van het infrastructuurproject zullen in zekere zin een toeristische waarde hebben omdat mensen nieuwsgierig zijn naar wat in bijv. een haven gebeurt. Dit vereist specifieke scenario's over toegankelijkheid, rondleidingen enz. en valt buiten het bestek voor het opmaken van kengetallen/waarderingsfuncties voor het waarderen van natuurlandschappen. Ook zullen sommige mensen een zekere appreciatie kunnen opbrengen voor industriële architectuur (het industriële landschap). Toch zal een overgrote meerderheid van mensen geen betalingsbereidheid hebben om deze landschappen vlakbij te hebben en geeft literatuur aan dat voor de bevolking als geheel geldt dat de aanwezigheid van industrie en bebouwing de landschappelijke waarde negatief beïnvloedt. (Roos-Klein Klankhorst, 2005; Arriaza et al., 2004) Ook dit valt buiten de focus van deze studie.

Uiteraard kunnen de verdwijnende landschappen ook agrarische landschappen zijn. Bovendien wordt natuur meestal gecompenseerd in open (cultuur) landschappen. Deze kunnen ook een grote belevingswaarde hebben. In de bevraging meten we steeds de extra waarde van de nieuwe natuurlandschappen ten opzichte van een huidige situatie

⁵ Zie definitie pag. 13

met akkers en/of weilanden zonder natuur- of landschappelijke waarde. De bevraging zou deze startpositie kunnen variëren en zo de waarde van bepaalde cultuurlandschappen kunnen meenemen. Uit gesprekken met landschapsexperten (vakgroep Geografie van UGent, departement RWO) blijkt echter dat het zeer moeilijk is om een eenduidige beschrijving te geven van een waardevol cultuurlandschap omdat ook hier weer verschillende aspecten meespelen die de variatie en moeilijkheidsgraad van de bevraging sterk zouden verhogen. We besluiten daarom om deze variatie niet mee te nemen in deze studie. Het bepalen van de belevingswaarde/historische waarde van deze cultuurlandschappen in monetaire termen vergt een aparte studie.

Een andere reden om de niet-natuurlandschappen niet mee te nemen is het feit dat er nauwelijks informatie bestaat over de regulerende diensten (Hoofdstuk 6) van deze landschappen in vergelijking met deze binnen natuurlandschappen. De scope uitbreiden om tot een grote matrix te komen met vele vakken waarover men niks kan zeggen op wetenschappelijk wijze, voegt weinig toe om bij de beoordeling van projecten tot betere afwegingen te komen. Die vakken vullen met weinig betrouwbare informatie voegt evenmin iets toe aan het afwegingsproces. In Nederland is bijv. bij de review van de batenschatting van de KRW, waarbij de regulerende diensten op basis van kengetallen werden ingeschat, gebleken dat vele van die kengetallen de review niet hebben doorstaan (MNP, ex ante evaluatie KRW).

2.2 Indeling binnen de natuurlandschappen

Binnen de natuurlandschappen kunnen verschillende natuurtypes en habitats voorkomen. De hoogwaardige habitats conform de beschrijvingen van de EU-habitatrichtlijn zijn meestal niet maakbaar in strikte zin. Men kan geen exacte kopie van de natuurwaarden creëren en de intrinsieke waarde lijkt onvervangbaar. Men moet wel in staat zijn om de situatie voor en na een ingreep (bvb natuurbeheerswerken of bvb infrastructuurwerken) op eenzelfde manier te beoordelen. Indien men verschillende methodes zou gebruiken om de waarde voor en na te bepalen, zou dit geen consistente beoordeling opleveren. Daarom is het van belang om te werken met algemene natuurtypen, die in afwezigheid van differentiërende factoren, toch gebruikt kunnen worden om een situatie voor en na te beoordelen.

Om de natuurtypes die in deze studie worden bekeken af te bakenen, zijn we vertrokken van het initiële doel van deze studie: waarderingsfuncties en kengetallen voor natuurlandschappen aanreiken binnen de standaardmethodiek voor maatschappelijke kosten-batenanalyses voor de toepassing op grote infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens.

We beperken ons hier vooral tot ecosystemen die voorkomen binnen een straal van 40 km rond de zeehavens, met extra aandacht voor ecosystemen die voldoende voorkomen binnen de zeehavengebieden zelf (>2ha). Deze groeperen we in grotere natuurtypen.

Het probleem van een indeling volgens natuurtypologie is een gekend en moeilijk op te lossen probleem. Er zijn veel mogelijke indelingen en methodieken om dit te doen, zoals de Biologische waarderingskaart (BWK). Deze zijn echter primair vanuit een ecologische hoek (fauna en flora) met een deel abiotiek. Anderzijds zorgen het recente ontstaan en het artificiële karakter van de natuur in de havengebieden voor problemen bij een indeling binnen deze methodieken. Binnen de inventarisatie van natuur in de zeehavens zijn verschillende indelingen gehanteerd die vooral gericht zijn op hun waarde als habitat voor specifieke vogelgroepen of -soorten. (bijv. Adriaensen, Van Hove et al. 2004a; Van Hove 2004a; Adriaensen, Van Hove et al. 2004b; Van Hove 2004b)

Vele regulatiefuncties zijn in grote mate afhankelijk van de juiste abiotische condities, al dan niet gecombineerd met algemene of specifieke vegetatietypes. In zekere mate zijn deze op natuurlijke wijze gekoppeld omdat de abiotiek deels bepaalt welke vegetatietypes kunnen voorkomen. Daarom moet een indeling algemeen genoeg zijn om een onderverdeling te maken op basis van parameters die van belang zijn voor de betreffende regulatiefunctie (waterhuishouding, productiviteit, hoogte, densiteit, biomassa, ...). Een bijkomende reden om met een meer algemene typering te werken, is de beperkte beschikbaarheid van literatuur. Differentiërende informatie inzake abiotiek (overstromingsfrequentie, grondwaterregime, bodemtype enz.) kan gebruikt worden voor het verder onderverdelen van de algemene typering volgens een functionele (regulatie) context, losstaand van een biologische kartering of natuurtypologie.

Daarenboven moet de methodiek toepasbaar zijn langs beide kanten van de MKBA. Dus zowel te gebruiken voor verdwijnende natuurwaarden als voor de creatie van nieuwe natuurlandschappen. Dit vereist een vrij algemene indeling in natuurtypen omdat men bij de creatie van nieuwe natuur niet kan bepalen welke subvariant zich zal ontwikkelen in een dergelijk gebied.

Omdat we bovendien groeperingen willen afbakenen die voor mensen duidelijk te onderscheiden zijn naar perceptie, zijn ook hier de bestaande indelingen misschien minder relevant.

We kozen er uiteindelijk voor om te vertrekken van de hoofdcategorieën van de Biologische Waarderingskaart, deze samen te voegen tot goed te onderscheiden groepen en uit te breiden met in de havens kunstmatig ontstane maar belangrijke natuurtypes. Een zevende categorie wordt toegevoegd naar analogie met de waarderingsstudie (enquêtes). Hoewel de indelingen voor beide groepen baten (waarde regulerende diensten versus belevings- en overdrachtswaarde) wat uit elkaar zullen liggen - de eerste soms wat gedetailleerder dan de laatste - vertrekken ze van dezelfde globale indeling:

1. Natuurlijke graslanden en ruigte
2. Bos en struweel
3. Slik en schor
4. Pioniersvegetaties
5. Open water, riet en moeras
6. Heide en landduinen
7. Weiland en akker (gewoon agrarisch landschap)

In bijlage A vindt u een tabel waarin u de codes uit de BWK die onder het desbetreffende type zijn geplaatst, kunt terugvinden. De studie is niet van toepassing op de codes die niet terug te vinden zijn in de lijst. Pioniersvegetatie komt nauwelijks voor in de BWK omdat het een zeer dynamisch ecosysteem is. In de zeehavens heeft dit natuurtype een specifieke betekenis, vandaar dat ze meegenomen is in de indeling. Ook slikken en schorren zijn in de BWK niet volledig behandeld, maar er bestaan wel aparte kaarten voor. (INBO)

Kustduinen zitten niet in deze indeling omdat het gebruik van deze categorie in de prétesten (zie 0) veel protest uitlokte aangezien kustduinen nu eenmaal zeer specifiek aan de kust liggen en niet elders. Bovendien zijn zij moeilijk los te koppelen van de beleving van strand en zee, wat een totaal andere perceptie zou geven dan voor de andere natuurtypes. Dit natuurtype werd vervangen door heide en landduinen. Dit komt overal voor, hoewel in sommige regio's in erg beperkte mate (bijv. in West-Vlaanderen).

We definiëren de categorieën als volgt in de bevraging:

Natuurlijke graslanden

Natuurlijke graslanden komen voor in gebieden waar geen bemesting plaatsvindt en die af en toe worden gemaaid of begraasd. Zonder dit maaien of begrazen zouden ze spontaan evolueren tot ruigten en uiteindelijk bossen. Voor het beheer worden soms landbouwers ingeschakeld. Doordat er geen extra bemesting plaatsvindt, komen er naast grassen ook diverse andere bloemen en kruiden voor.

Pioniersvegetaties

Pioniersvegetaties ontstaan op kale bodem. Er wordt een schaarse begroeiing teruggevonden, met soms een aantal zeldzame planten, bloemen en insecten. Deze plaatsen zijn broedplaats voor verschillende vogels. De bodem moet af en toe opnieuw worden vrijgemaakt, anders evolueert het gebied tot een grasland en vervolgens tot ruigte en uiteindelijk bos.

Open water, riet en moeras

Riet- en moerasgebieden zijn een overgangsgebied tussen water en land met stilstaand open water in plassen en vijvers, uitgebreide rietkragen, rietbedekking, waterplanten en moerasbossen. Ze worden actief beheerd met oog op het behoud, herstel of ontwikkeling van soorten zoals waterplanten, waterinsecten, vissen, amfibieën en vogels.

Slikken en schorren

Slikken zijn gevormd door zoet- en zoutwaterslib. Bij hoogwater staan ze vrijwel helemaal onder water, bij eb staan ze droog. Schorren liggen hoger dan slikken. Ze liggen buiten bedijkt gebied en worden niet dagelijks overspoeld, maar slechts een paar maal per jaar. Beide kennen hun eigen plantengroei en diersoorten. Het beheer van de schorren bestaat uit het maaien van riet en begrazing.

Heide en landduinen

Heide en landduinen komen voor op zandige gronden. Heide bestaat vooral uit dwergstruiken, landduinen uit zandophoping al dan niet met begroeiing van laagblijvende grassen, kruiden en mossen. Er kunnen ook struiken en bomen voorkomen zoals brem, vlier of naaldhout. Heide en landduinen zijn belangrijk voor specifieke planten, insectensoorten, reptielen en vogels. Het beheer van de resterende heide is vooral van de mens afhankelijk. Begrazing door schapen kan worden toegepast om de heide te onderhouden.

Bossen

In bossen bepalen bomen het uitzicht, maar er komt meestal een grote verscheidenheid aan andere planten, mossen, zwammen, insecten, vogels en zoogdieren voor. De bossen waarover het hier gaat worden duurzaam beheerd met oog op het behoud, herstel of ontwikkeling van soorten. Zo worden niet-streekeigen soorten of homogene aanplanten geleidelijk verwijderd om een meer gevarieerde en natuurlijke bosgemeenschap te creëren. Economische houtkap is er van ondergeschikt belang.

Akker of weiland

De opbrengst van landbouwgewassen of veeteelt primeert op deze gronden. De natuurwaarden zijn van ondergeschikt belang. Indien hier toch aandacht aan wordt besteed onder de vorm van bijvoorbeeld herstel en behoud van kleine landschapselementen, zijn akkers en weilanden belangrijk voor bepaalde soorten vogels, insecten en zoogdieren. In de bevraging werd uitgegaan van een akker of weiland zonder veel natuurwaarden/landschappelijke waarde.

HOOFDSTUK 3 DISCIPLINES GEÏNTEGREERD

Een ecosysteem heeft een zekere draagkracht om goederen (bijv. riet, vis, ...) en diensten (bijv. recreatie, bescherming tegen overstromingen, ...) te leveren. Ook het landschap op zich levert diensten zoals belevingswaarde, historische informatie, identiteit, ... Als (haven)projecten de draagkracht van het ecosysteem/landschap positief of negatief beïnvloeden, zullen ook de mate waarin de goederen en diensten voor de mensen voorhanden zijn wijzigen. De meeste van die effecten zullen betrekking hebben op diensten en goederen die publiek zijn en die men dus niet rechtstreeks op een markt kan verhandelen. Daarom moeten er specifieke technieken worden gebruikt om die welvaartseffecten in kaart te brengen en te meten.

Het denkkader om die effecten te kwantificeren en te waarderen combineert ecosysteemfuncties uit de ecologie en waarden uit de geografie om effecten van maatregelen en kwaliteitsverandering te identificeren en te kwantificeren, met methodes uit de milieu-economie om die effecten die een invloed hebben op de welvaart van de mens in geldtermen te waarderen.

De disciplines ecologie, landschap en milieueconomie hebben waar het de waarde van natuurlandschappen betreft een ander taalgebruik of beter gezegd een andere indeling van waarden. Sommige waarden komen bij alle disciplines voor maar in een andere context of onder een andere groepsnaam. Andere waarden zijn dan weer uniek voor een specifieke discipline. Voor deze studie worden deze verschillende talen zoveel mogelijk geïntegreerd.

3.1 Ecologie: Goederen en diensten van ecosystemen

Het concept ecosysteemdiensten heeft een enorm potentieel om te komen tot een onderbouwd en duurzaam beheer van onze open ruimte en natuurlandschappen. Het vinden van een balans tussen ecocentrische en antropocentrische belangen is altijd al een moeilijke oefening geweest. Het concept ecosysteemdiensten toont aan dat deze tegenstelling slechts schijn is. Het beschouwen van natuur en landschappen als producenten van ecosysteemdiensten is een veelbelovend concept dat ons in staat stelt om natuur en landschap te waarderen. Het concept ecosysteemdiensten biedt een uniek kader waarbinnen men de verschillende sociale, economische en omgevingsaspecten kan samenbrengen en integreren. De economische waardering van ecosysteemdiensten biedt bovendien duidelijk mogelijkheden om het maatschappelijke en economische belang van ecosystemen in rekening te brengen. Een dergelijke waardering van ecosysteemdiensten is enkel mogelijk indien deze geschoeid is op een grondige kennisbasis. Zowel de maatschappelijke vraag naar ecosystemen als de ecologische mechanismen die de ecosystemen leveren zijn onderhevig aan een grote variabiliteit en heterogeniteit.

De ecosysteemfunctiebenadering is een denkkader dat meer en meer ingang vindt om de 'Health status' van ecosystemen te beoordelen.

"Ecosystem health" bestaat uit drie pijlers. Elk van deze pijlers genereert verschillende ecosysteefuncties.

- De **pijler 'organisation'** betreft in hoofdzaak de structurele biodiversiteit (aanwezige soorten, voedselwebben, trofische structuur, etc.). Dit geeft een aantal afgeleide functies zoals een evenwichtig voedselweb, habitat voor zeldzame en bedreigde soorten, habitatfunctie voor globale populaties enz. Tenslotte kunnen biota geoogst worden als voedsel (vissen, schaaldieren, vogels, planten) of als constructiemateriaal gebruikt worden (hout, riet, ...).
- De tweede belangrijke **pijler** van 'ecosystem health', '**vigor**', omvat de **kracht** van het systeem en wordt voornamelijk beschreven via de nutriëntencycli en de primaire productie. De afgeleide functies daarvan zijn bijvoorbeeld voor een rivier onder meer regulatie van uitspoeling/verwijdering van nutriënten (of pollutanten) voor ze verder getransporteerd worden. Dit geeft een directe link naar o.a. de waterzuiverende functie, gasuitwisseling met atmosfeer, bijdragen tot de klimaatregulatie, enz.
- De laatste **pijler** is '**resilience**' of de **bufferfunctie** van het systeem voor dynamische processen. De afgeleide functies van resilience voor bijvoorbeeld een riviersysteem zijn onder meer de waterregulatie, bescherming tegen overstromingen, de mogelijkheid om sedimenten op te vangen, de bescherming tegen erosie, stikstofverwijdering van oeverzones en watervoorziening.

Binnen elk van de bovenvermelde pijlers kan men in de ecosysteemanalyse vier groepen van functies onderscheiden:

- productiefuncties: een verbeterde productie van goederen en diensten bijv. visproductie, drinkwater, grondstoffen;
- regulerende functies: functies die instaan voor het functioneren van essentiële water- en stofkringlopen bijv. waterzuivering, regulering van luchtkwaliteit, waterregulatie;
- culturele functies (informatiefuncties): alle functies die te maken hebben met beleving van natuur, cultuurhistorische en wetenschappelijke waarden bijv. recreatie, educatie, esthetische vlak;
- ondersteunende functies (habitatfuncties) bijv. primaire productie, kraamkamerfunctie, ... Deze verbeteringen zijn belangrijk maar kunnen meestal niet in economische termen worden meegenomen omdat ze reeds vervat zitten in de bovenstaande functies.

Deze verschillende functies leveren direct of indirect goederen en diensten voor de mens: ecosysteegoederen en -diensten (EGD). Ze werden voor het eerst grondig beschreven in de jaren '90 van de vorige eeuw en werden ondertussen sterk verfijnd (o.a. Costanza et al., 1997, De Groot et al. 2002). Het EGD-concept vormt ook de basis voor de Millennium Ecosystem Assessment. (Reid et al, 2006) Bovendien zijn er ook reeds heel wat studies verschenen over de sociaaleconomische waardering van EGD. We spreken in het verdere verloop van de studie over ecosysteemdiensten.

Een verbetering van de ecologische status van een ecosysteem zal vaak in de eerste plaats leiden tot een verbetering van de ondersteunende functies dankzij betere condities (voldoende water, minder pollutanten, ...). Deze ondersteunende functies zorgen op hun beurt dat de andere functies verbeteren zodat het ecosysteem meer en betere diensten en goederen kan leveren aan de mens.

Vraag en aanbod

Om tot ecosysteemdiensten te komen moeten we ons bij elke functie afvragen of er vanuit de maatschappij waarde aan wordt gehecht en of er vraag naar is. Ecosysteemdiensten zijn binnen economisch denken pas van belang als er een vraag/noodzaak is. De vraag naar ecosysteemdiensten wordt bepaald door omgevingsfactoren. Door middel van een meta-omgevingsanalyse kan deze vraag ingeschat worden. Een meer gedetailleerde omgevingsstudie en bevestigingen kunnen deze nauwkeuriger inschatten. De detectie van gewenste goederen en diensten (vraag) in de ruime omgeving is belangrijk als uitgangspunt voor maximalisatie van het maatschappelijk en ecologisch nut. De vraag stijgt in functie van bepaalde milieuproblemen, recreatiedruk, verlies aan biodiversiteit, niet behalen van de doelstellingen van de KRW enz. Het potentiële aanbod aan ecosysteemdiensten vanuit het gebied wordt bepaald door de locatie (fysische condities), de inrichting en het beheer. In welke mate deze al vastliggen hangt af van de fase van het project (planfase, opmaak inrichtingsplan, opmaak beheerplan enz.).

3.2 Geografie: Waarde van landschappen

Een landschap wordt door de Europese landschapsconventie gedefinieerd als een gebied zoals waargenomen door mensen waarvan het karakter het resultaat is van de actie en interactie tussen natuurlijke en/of menselijke factoren (Antrop, 2007).

Dit is een zeer ruime definitie en slaat op alle mogelijke gebieden: niet enkel de traditionele (agrarische, natuur) landschappen maar ook stedelijke, industriële, ...

Binnen deze discipline worden 4 grote waarden van een landschap weergegeven:

- Landschap heeft een natuurwetenschappelijke waarde: de waarde van hydrologische, geografische en reliëfkenmerken, fauna en flora, ...;
- Landschap heeft een sociaal-culturele waarde: voorbeelden zijn de recreatieve waarde, landschap dat omschreven wordt in een klassieker zoals "De witte van Zichem", ...;
- Landschap heeft een historische waarde: de waarde die voortvloeit uit het feit dat het landschap "elementen en structuren bevat van vroegere, verdwenen en vergeten praktijken waarmee de mens met zijn leefruimte omging en hoe hij die organiseerde" (Antrop, 2007);
- Landschap heeft een esthetische waarde: landschap is immers in de eerste plaats een visueel verschijnsel.

Deze vier waarden komen gedeeltelijk overeen met de indeling naar ecosysteemgoederen en -diensten. Ze gaan echter ruimer dan dat omdat ze niet enkel kijken naar de traditionele landschappen en hebben soms ook een uitgebreidere betekenis. Aangezien we in deze studie focussen op de natuurlandschappen kunnen we stellen dat de landschappelijke waarden met uitzondering van de historische waarde grotendeels vervat zitten in de EGD-methode.

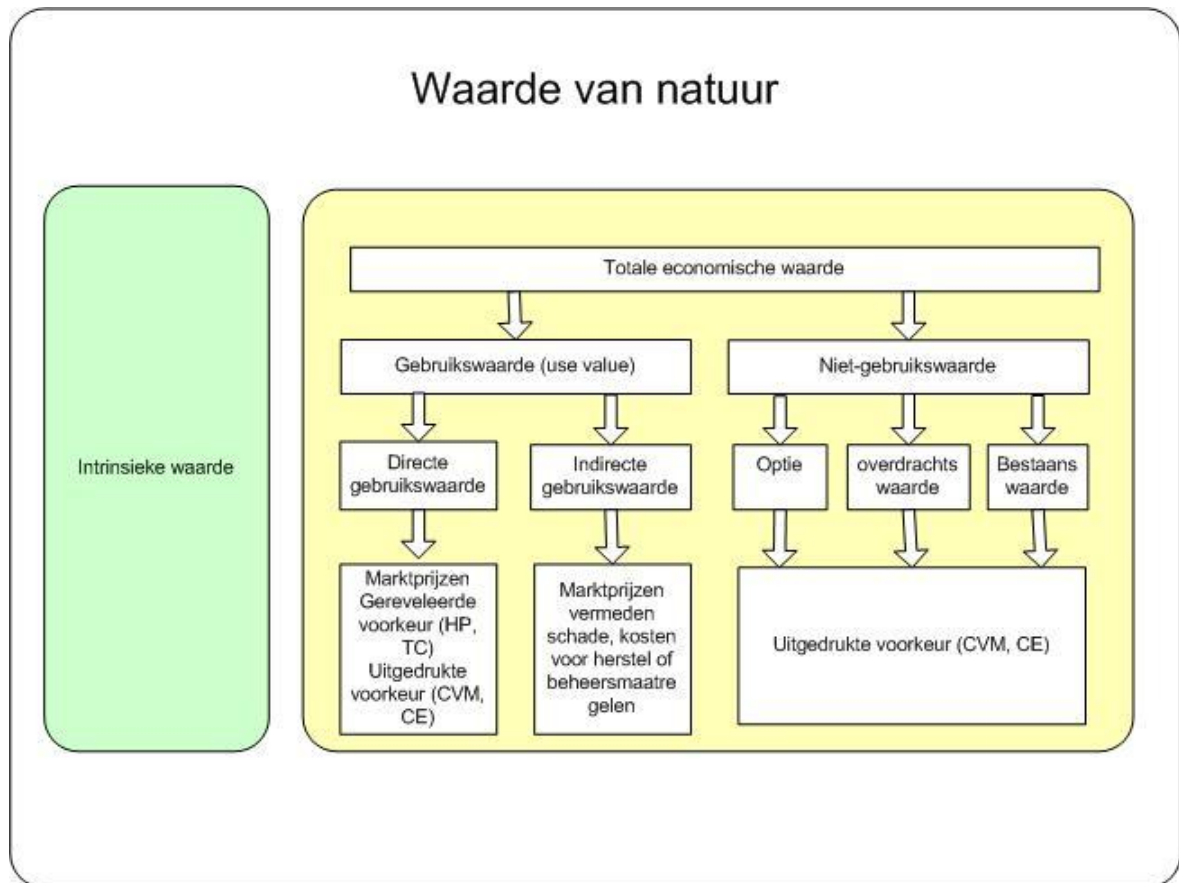
3.3 Milieueconomie: Welvaartseffecten

Verschillende elementen van natuur en landschap dragen in zekere mate bij tot de welvaart en het welzijn van de maatschappij en dat op verschillende wijzen:

- ze brengen producten voort bijv. landbouwproducten, hout, vis, ... ;
- ze brengen diensten voort bijv. we kunnen recreëren en genieten van de omgeving;
- woningprijzen in de omgeving van natuur en groene landschappen zijn hoger;
- natuur kan een positieve invloed hebben op het waterbeheer (voorkomen van overstromingen, erosie, ...) en de waterzuivering;
- natuur en landschap kunnen een effect hebben op de gezondheid van mensen, rechtstreeks doordat een aantrekkelijke omgeving aanzet tot beweging of onrechtstreeks door een aantal natuurlijke functies zoals waterzuivering, klimaatregeling, opname van polluenten uit de lucht, ... ;
- landschappen kunnen ons iets leren over onze geschiedenis;
- een aantrekkelijke woonomgeving speelt meer en meer een rol bij de keuze van vestiging van internationale bedrijven;
- landschap en natuur heeft ook een waarde doordat mensen het gewoon belangrijk vinden dat er natuur en open ruimte is, niet alleen voor zichzelf, ook voor toekomstige generaties, maar zeker ook voor de verschillende planten en dieren die er in voorkomen.

Deze welvaartseffecten en de baten die daaruit voortkomen zijn veelzijdig en daarom ook niet makkelijk te kwantificeren en te waarderen in monetaire termen. In de milieueconomie hanteren we andere termen dan in de exacte wetenschappen waar het goederen en diensten van ecosystemen betreft. We spreken over een gebruikswaarde en een niet-gebruikswaarde (zie figuur 1 en bijlage B).

- De gebruikswaarde omvat de directe gebruikswaarde zijnde goederen en diensten die de mens onmiddellijk ontleent aan het ecosysteem zoals bijv. hout, recreatie, beleving van het ecosysteem, ... en de indirecte gebruiksbaten, dit zijn die diensten die een indirect effect hebben op onze welvaart en eerder leiden tot kostenbesparingen voor de maatschappij als geheel zoals zuivering van water, bescherming tegen overstromingen, ...
- De niet-gebruikswaarde bevat de overdrachtswaarde (bestaan van groene ruimte voor toekomstige generaties), bestaanswaarde (belang dat we hechten aan het feit dat er habitat is voor planten en dieren) en al dan niet optiewaarde (in de literatuur wordt deze waarde soms bij de gebruikswaarde gerekend, dit is de waarde die we hechten aan de opties die het bestaan van het gebied onszelf kan bieden).



figuur 1: totale economische waarde van natuurlandschappen en mogelijke waarderingsmethoden

Bron: op basis van Hanley et al, 1995

Deze indeling is bedacht door milieu-economen (zie bijv. Pearce and Turner, 1990), met name om rekening te kunnen houden met de verschillende redenen waarom mensen natuur en milieu waarderen. Het onderscheid is analytisch nuttig om de vaak veelheid aan verschillende mogelijke baten en daaraan gehechte waarden van natuur- en milieuveranderingen duidelijk in beeld te brengen. In veel gevallen kunnen de verschillende waarden afzonderlijk worden gekwantificeerd en gemonetariseerd met behulp van verschillende economische waarderingsmethoden.

Neem bijvoorbeeld de directe gebruikswaarde van de extra vis die wordt verkocht op de markt (hoeveelheid verkochte vis maal de gemiddelde marktprijs) als gevolg van waterkwaliteitsverbeteringen, en de indirecte gebruikswaarde gemeten aan de hand van de kostenbesparing van waterzuivering door drinkwaterbedrijven, die ook profiteren van de waterkwaliteitsverbeteringen. In het geval van niet-gebruikswaarden en economische waarderingsmethoden die niet zijn gebaseerd op markttransacties of marktprijzen is het onderscheid veel moeilijker te maken. Recreanten kunnen naast een gebruikswaarde ook een niet-gebruikswaarde toekennen aan een specifiek gebied. Het is belangrijk goed onderscheid te maken tussen waarden van gebruikers en niet-gebruikers en gebruiks- en niet-gebruikswaarden. Gebruikers kunnen naast een gebruikswaarde ook een niet-gebruikswaarde hebben voor een milieu- of natuurverandering.

Er bestaan vele voorbeelden waar geprobeerd wordt deze gebruiks- en niet-gebruikswaarden op basis van bevragingmethoden zoals contingente waardering van elkaar te scheiden, ofwel door respondenten afzonderlijk bijvoorbeeld eerst naar hun gebruikswaarde te vragen en vervolgens hun niet-gebruikswaarde, ofwel door nadat ze hun totale betalingsbereidheid voor een natuur- of milieuverandering hebben gegeven, dit bedrag op te splitsen in een gebruiks- en niet-gebruiksdeel. Soms zijn deze opsplitsingen nogal kunstmatig. Respondenten geven hun betalingsbereidheid en komen er vervolgens achter dat ze nogmaals een tweede keer worden gevraagd naar hun betalingsbereidheid maar dan gekoppeld aan een andere set van motivaties. Vaak kunnen respondenten hun totale betalingsbereidheid ook niet nadien opsplitsen aan de hand van verschillende redenen waarom ze zouden willen betalen. Waarden die mensen hechten aan specifieke veranderingen kunnen zijn gebaseerd op een complex geheel van onderliggende attitudes, drijfveren en motivaties, die gedetailleerd worden beschreven in de sociale psychologie, en door economen soms te gemakkelijk onder de kopjes gebruiks- en niet-gebruikswaarden worden samengevat.

In deze specifieke waarderingsstudie biedt het kenmerk "toegankelijkheid" van een natuurlandschap de mogelijkheid om onderscheid te maken tussen gebruiks- en niet-gebruikswaarde. Het onderscheid is ook hier echter niet volledig onderscheidend. Iemand kan er een voorkeur voor hebben dat een natuurlandschap toegankelijk wordt gemaakt, maar tegelijkertijd ook een belangrijke niet-gebruikswaarde aan het specifieke natuurlandschap hechten. Hetzelfde geldt feitelijk voor respondenten die reeds gebruik maken van een specifiek natuurlandschap. Deze "gebruikers" kunnen een gebruikswaarde hechten aan het beschikbaar komen van meer van het specifieke natuurlandschap om hierin bijvoorbeeld ook te recreëren, maar tegelijkertijd ook een niet-gebruikswaarde. Aan de andere kant kunnen huidige niet-gebruikers in de toekomst wel gebruik willen maken van een nieuw aan te leggen natuurlandschap. Bij deze groep kan de waardering dus zowel berusten op niet-gebruikswaarden als optiewaarden. Hoewel respondenten eenvoudigweg kan worden gevraagd of ze in de toekomst naar verwachting wel of niet een nieuw aan te leggen natuurlandschap zullen bezoeken, is deze benadering te eenvoudig om daaruit te concluderen dat de genoemde betalingsbereidheid een optiewaarde betreft. Een deel van de betalingsbereidheid kan ook bestaan uit een niet-gebruikswaarde. Het is in het algemeen dus niet zo eenvoudig om deze verschillende waarden uit elkaar te halen op basis van de genoemde betalingsbereidheid. Een eenduidige manier bestaat hier niet voor, juist vanwege de complexiteit van onderliggende individuele sociaal-psychologische waarden- en motivatiesystemen. Daarom hebben we er in deze studie voor gekozen om deze waarden niet kunstmatig op te splitsen.

In het vervolg van dit rapport gebruiken we de term **productie- en regulatiebaten** voor de voordelen die worden verkregen uit de producten die een ecosysteem levert en uit de regulering van ecosysteemprocessen (Hoofdstuk 6) (deel directe en indirecte gebruikswaarde). We gebruiken de term **belevingswaarde** voor de directe gebruikswaarden die gelinkt zijn aan de waarde voor recreanten (de fietsers, wandelaars,...) passanten en omwonenden die genieten van het uitzicht en de term **overdrachtswaarde** voor het totaal van de niet-gebruikswaarden (zie hoofdstuk 5 en bijlage B).

Naast deze economische waarde nemen we aan dat natuur ook een waarde heeft voor de planten en dieren die er in voorkomen: de intrinsieke waarde. Zoals ook in de Standaardmethodiek voor MKBA is aangegeven valt de 'intrinsieke' natuurwaarde buiten het waardebegrip van de MKBA. (Resource Analysis, 2006, pag 179, voetnoot 25) Dit begrip intrinsieke natuurwaarde wordt in de standaardmethodiek zelf niet verder omschreven maar is ontleend aan de aanvulling op de OEI-leidraad. In deze leidraad wordt dit begrip als volgt omschreven: "De intrinsieke waarde heeft geen betrekking op menselijke welvaart of inkomen, maar gaat over het welzijn van planten en dieren. Deze waarde valt dus buiten het domein van de economie en van de MKBA." (Ruijgrok, Brouwer, 2004, p. 20).

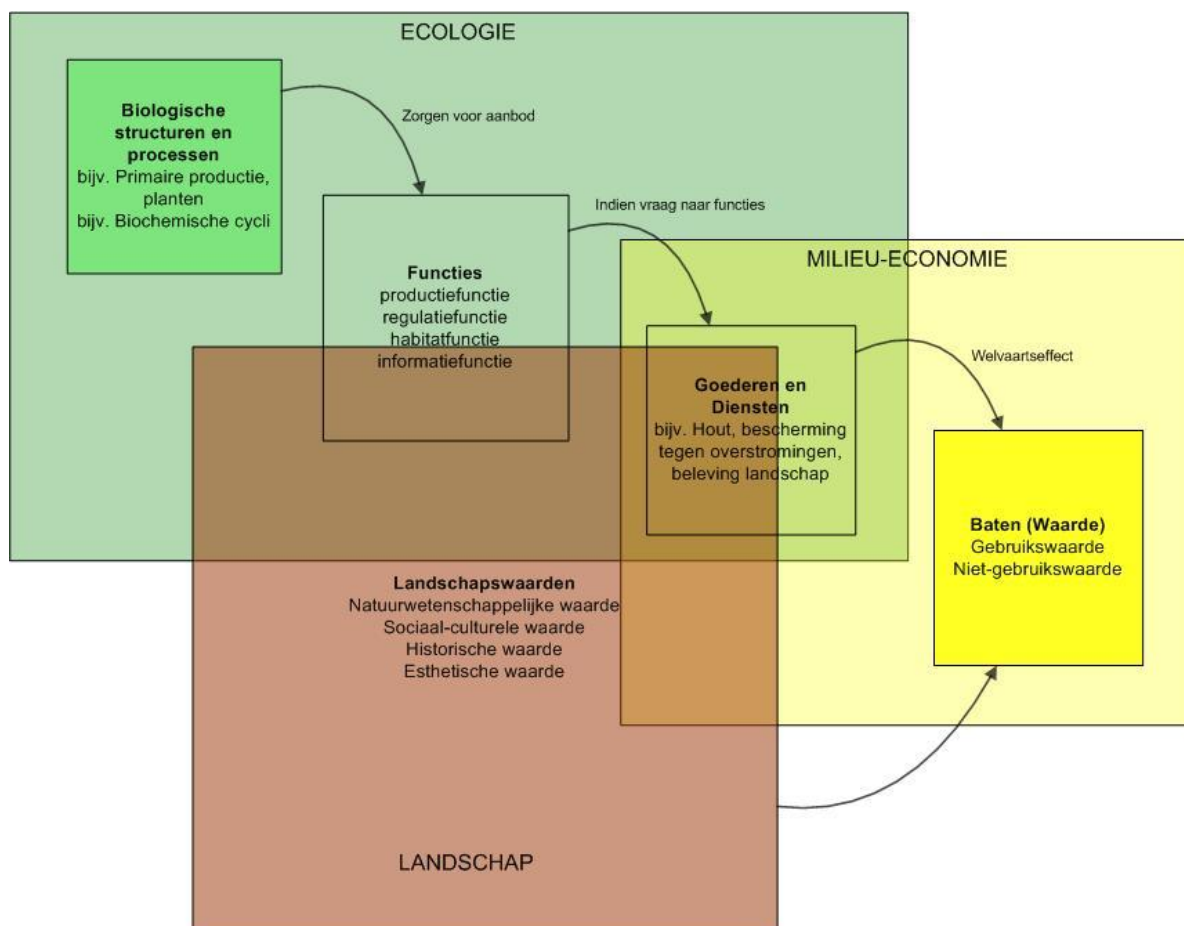
Een indirect, (lokaal) effect van de aanleg van natuur is dat er ontwikkelingsmogelijkheden ontstaan voor bijvoorbeeld horeca en recreatie-ondernemingen. Er bestaat in het kader van plattelandsontwikkeling een tool die deze effecten in kaart brengt (VLM, Groeikans). In de context van een MKBA zijn deze eventuele baten minder relevant. Het gaat hier immers om verschuivingen van de ene locatie naar de andere.

3.4 Relatie tussen ecologie, geografie en economie

Ecologische studies leveren de nodige informatie over het voorkomen en de hoeveelheid van ecosystemendiensten. Om de waarde van bijvoorbeeld de ecosystemendienst waterzuivering te waarderen, moeten we eerst informatie hebben over het landgebruik, de hydrologie en andere karakteristieken van het gebied. Geografische studies geven informatie over de historische, culturele en esthetische waarden. Economische studies zorgen dan weer voor methoden om al deze diensten/waarden monetair te waarderen zodat ze op een vergelijkbare basis komen te staan met andere aspecten van bijvoorbeeld infrastructuurprojecten. Uiteraard nemen we enkel die ecosysteme- en landschapsfuncties mee waarnaar vraag is binnen de maatschappij.

Het blijft wel een uitdaging om de kwaliteit en de kwantiteit van ecosystemendiensten en landschappelijke waarden te meten.

In onderstaande tekening proberen we weer te geven hoe de verschillende functies en waarden leiden tot de economische waarde van een natuurlandschap.



figuur 2: de relatie tussen de drie disciplines

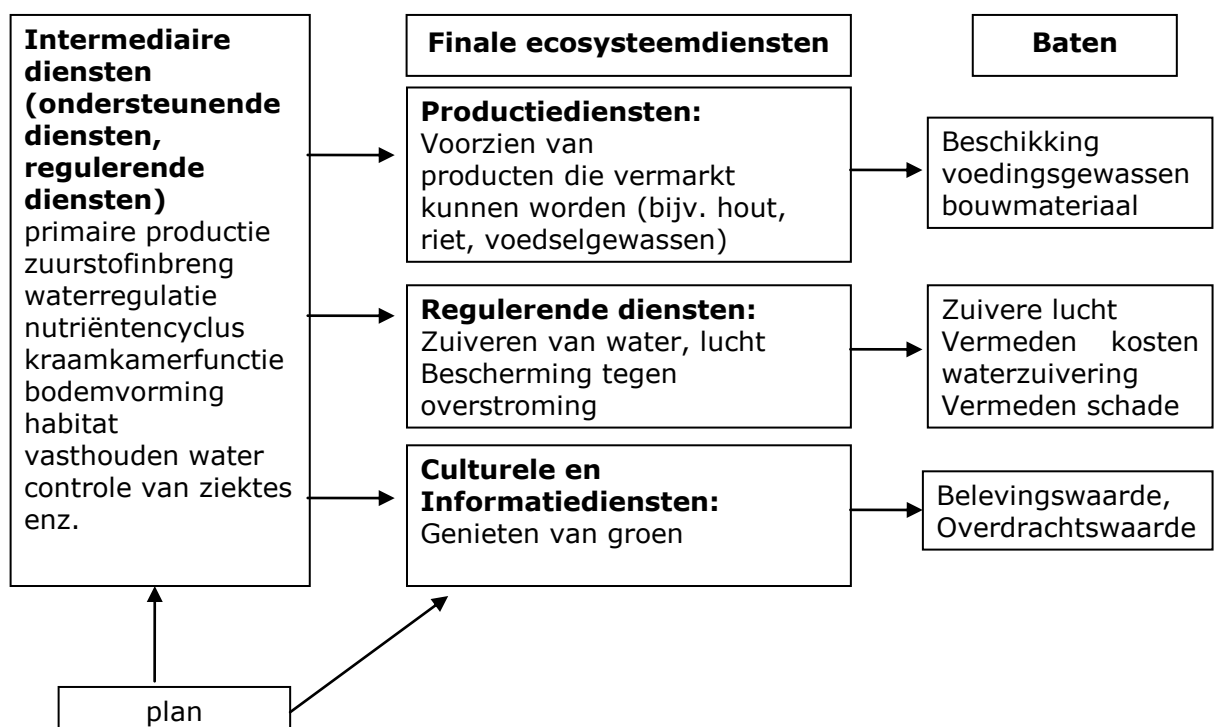
Bron: VITO

HOOFDSTUK 4 ECONOMISCHE WAARDERING

4.1 Identificatie van relevante ecosysteemdiensten in studiegebied

In tabel 1 worden op basis van de indeling volgens Fisher et al. (2007) de voorhanden zijnde functies en de geleverde ecosysteemdiensten binnen het studiegebied weergegeven. Een project (omzetting van landgebruik van bijv. landbouw naar natuur) kan ingrijpen op de intermediaire diensten, bijv. vasthouden van water en opslag van nutriënten en koolstof. Deze intermediaire diensten zijn de functies (ondersteunende, regulerende) die een belangrijke bijdrage leveren tot de ecosysteemdiensten voor de maatschappij. Vasthouden van water kan bijv. bijdragen aan bescherming tegen overstromingen, opslag van nutriënten kan bijdragen aan de functie voorziening van schoon water enz. De laatste kolom geeft de maatschappelijke baten (of kosten) die samengaan met een verbetering (of vermindering) van de ecosysteemdiensten (bijv. vermeden schade door overstromingen of vermeden kosten voor nutriëntenverwijdering), het consumentensurplus door een hogere belevingswaarde (bijv. meer mogelijkheden voor recreatie) en de overdrachtswaarde.

tabel 1: intermediaire diensten, finale ecosysteemdiensten en baten van natuur en landschap



Naar Fisher et al., 2007

Voor het identificeren van de effecten van mogelijke projecten op bestaande en nieuwe ecosystemen, wordt gebruik gemaakt van de zogenaamde filtermethode van Witteveen & Bos (De Nocker et al. 2004), zodanig dat ook dubbeltellingen worden vermeden. Deze methode bestaat uit het beantwoorden van de volgende vragen:

- Om welke landschappen/ecosystemen gaat het?
- Welke functies vervullen deze landschappen/ecosystemen (op basis van lijst ecosysteefuncties en omgevingsanalyse)?
- Is er een effect door de projecten?
- Is dit effect meetbaar (m.a.w. is het effect groot genoeg om te detecteren) en zo ja, kan het gekwantificeerd worden (m.a.w. is de juiste informatie hiervoor beschikbaar)?
- Overlapt het effect met andere reeds geïdentificeerde effecten?
- Is het effect een welvaartseffect⁶ of kan men het naar welvaart vertalen?

Strikt genomen komt het er dus op neer dat ondersteunende diensten helemaal niet moeten worden meegenomen in economische waardering en dat regulerende diensten alleen worden meegenomen als zij niet dubbeltellen met productie- en/of informatiefuncties. Hoewel de waarde van regulerende diensten meestal overlapt met die van productie- of informatiefuncties, zijn er toch situaties waarin zij wel apart gewaardeerd dienen te worden. Dit is in essentie het geval wanneer de waarde van een regulatiefunctie niet tot uiting komt in die van een goed of dienst. Hiervan kan sprake zijn wanneer het niet duidelijk is tot welke hoeveelheid goederen (diensten) de regulatiefunctie precies leidt of wanneer we de waarde van het goed/de dienst niet weten. Bijvoorbeeld: een intergetijdengebied verwijdert nutriënten uit het water. Strikt genomen zou men dit moeten waarderen aan de hand van het effect dat dit heeft op de waterkwaliteit en de mate waarin mensen deze kwaliteitsverandering of de ermee verbonden vermeden schadekosten (gezondheid, ...) waarderen. De marginale verandering in de nutriënten is echter moeilijk te linken aan de waterkwaliteit, daarom dat we ervoor kiezen om deze verwijdering te waarderen op basis van de vermeden kosten voor waterzuivering.

4.2 Economische waardering op basis van kengetallen of functies

Voorname baten kunnen ingeschat worden door naar natuur en landschappen te kijken alsof het een fabriek annex winkel was waar goederen en diensten worden geproduceerd en te koop worden aangeboden. In de milieuwetenschappen spreekt men daarom van natuur of landschap als leverancier van goederen en diensten. Net als voor goederen en diensten op de markt waarderen we deze goederen en diensten die van maatschappelijk nut zijn door te kijken of consumenten hierin geïnteresseerd zijn en hoeveel zij ervoor 'bereid zijn te betalen'.

Op basis van wetenschappelijke kennis van het natuurgebied of landschap kan ingeschat worden hoe dit goederen en diensten kan leveren. Door bijvoorbeeld in detail te modelleren hoe maatregelen het overstromingsgevaar beperken bij hevige regenval of storm, kan ingeschat worden wat de waarde is van de voorkomen schade aan gebouwen en andere infrastructuur die door de maatregel worden gevrijwaard. Ten tweede waarderen we die goederen en diensten in geldtermen op basis van de waarde die de gemiddelde burger daaraan hecht. In geval van overstromingen kunnen we ons hiervoor baseren op de marktprijzen voor herstel van schade aan bijvoorbeeld gebouwen en inboedel. In dit geval zijn de vermeden herstel- of vervangingskosten een indicator voor de welvaartswinsten. Andere diensten kunnen dan weer gewaardeerd worden door vermeden kosten te berekenen voor maatregelen om dezelfde diensten te

⁶ Een welvaartseffect is de toename of afname van het nut van een individu dat hij ontleent aan een bepaald goed of bepaalde dienst.

verkrijgen bijv. nutriëntenverwijdering uit water. Voor deze diensten, de regulatiebaten genoemd, moeten ecologische, hydrologische en andere modellen aangeven hoe een project deze baten kan beïnvloeden. In hoofdstuk 6 geven we deze regulatiebaten weer waarvoor we informatie over de kwantificering zullen aanreiken en waarvoor we kengetallen voor economische waardering zullen ontwikkelen.

Heel wat van de effecten uit tabel 1 slaan echter op 'diensten' waarvoor geen marktprijzen bestaan, omdat er simpelweg geen markt voor is. Op basis van methoden uit de milieu-economie kunnen we wel schatten hoe de gemiddelde burger deze diensten waardeert. Dit wordt uitgedrukt in zijn 'bereidheid tot betalen' (in euro per huishouden per jaar of, als we specifiek de waarde willen weten van specifieke groepen, bijvoorbeeld in euro per bezoek, enz.).

Deze methoden bestaan uit gereveleerde (geuite) en uitgedrukte voorkeursmethoden, waarbij de eerste methode gebruik maakt van aanleunende bestaande markten (bijv. woningmarkt) om de waarde van een goed of dienst af te leiden en de laatste de mensen gaat bevragen naar hun voorkeuren. Hierbij wordt een hypothetische markt gecreëerd⁷.

De klemtoon van deze studie ligt op de waardering van deze groep baten: de belevingswaarde en overdrachtswaarde. In deze studie maken we hiervoor gebruik van een uitgedrukte voorkeursmethode omdat deze de enige methode is waarbij de niet-gebruikswaarden kunnen gewaardeerd worden. We kiezen voor de methode van het keuze-experiment (zie 5.2) omdat ze het meest geschikt is om afzonderlijke elementen van landschaps- en natuurwaarden mee te nemen. Dit is belangrijk omdat we uiteindelijk willen komen tot een waarderingsfunctie om te gebruiken in de MKBA en niet tot enkel kengetallen.

Omdat de belevings- en overdrachtswaarde volgens een methode gewaardeerd worden waarin ook rechtstreeks de kwantificering vervat zit, worden ze besproken in een apart hoofdstuk: 5. De waardering hangt samen met het type van gewenste natuur, de soortenrijkdom in het gebied, de omvang, vorm en locatie van een gebied, de mate van toegankelijkheid, directe omgeving van het gebied, enz. De economische waardering moet informatie geven die rekening houdt met deze kenmerken.

4.2.1 Waarom een originele waarderingsstudie?

Er zijn in de literatuur een hele reeks van resultaten beschikbaar met betrekking tot de verschillende soorten waarden voor verschillende soorten natuurgebieden en landschappen. De resultaten uit de literatuur kan men evenwel niet zomaar hanteren om kengetallen voor Vlaanderen af te leiden.

De meeste waarderingsstudies die men terugvindt in de literatuur, zijn bedoeld om de waarde te bepalen van een specifiek gebied. Het vertalen van deze waarden naar een ander gebied noemt men benefit-transfer (zie LNE, p. 31 e.v.). Als men de waarden uit de literatuur zonder meer vertaalt naar een ander gebied, voegt men een heel grote onzekerheid toe aan die inschatting. Men moet dus uitermate voorzichtig zijn met het hanteren van cijfers uit de literatuur voor het invullen van kengetallen. Deze onzekerheid kan men aanzienlijk verkleinen door bij de originele studie van bij de start rekening te houden met het feit dat de resultaten ook gebruikt zullen worden voor

⁷ Voor een gedetailleerder overzicht en bespreking van deze methodes verwijzen we naar de studie: 'Milieubaten of milieuschadetekosten – waarderingsstudies in Vlaanderen', uitgegeven door de Vlaamse overheid. (zie <http://www.lne.be/themas/beleid/milieueconomie>). Voor een meer gedetailleerde bespreking van de toepassingen voor water verwijzen we naar de studie voor MIRA (Liekens en De Nocker, 2008).

andere locaties/in MKBA's en door te werken met waarderingsfuncties in plaats van unieke waarden.

4.2.2 Belang van waarderingsfuncties i.p.v. vereenvoudigde kengetallen

Uit de analyse van de beschikbare kengetallen voor waardering van recreatie, beleving en niet-gebruikswaarde in het buitenland zijn enkele belangrijke tekortkomingen gebleken. Zowel het Nederlandse kengetallenhandboek (Witteveen en Bos, 2006), de BAG (Benefit Assessment Guidelines) van het Environment Agency van Engeland en Wales (EA, 2003) en de kengetalleninventaris van het Franse milieuagentschap (Chegrani, 2005) zijn indrukwekkend in de hoeveelheid informatie en kengetallen die zijn samengebracht. In de praktijk verschuiven deze richtlijnen evenwel nog veel werk naar de uitvoeringsfases van de MKBA zelf. Het gaat hierbij zowel om keuzes tussen verschillende kengetallen, tot het bepalen van het relevante aantal huishoudens waarop de getallen mogen toegepast worden of het al dan niet meenemen van zeer onzekere effecten. Dit leidt tot het risico dat men in de toepassing nog veel bijkomende studies moet doen of tot conclusies komt die een kritische toetsing niet kunnen weerstaan.

Hoewel theoretisch het onderscheid tussen directe gebruikswaarde en niet-gebruikswaarde duidelijk is, is het zeer moeilijk om informatie uit studies die specifiek naar één aspect kijken te gebruiken zonder het risico op dubbeltellingen of leemtes. Daarom is het noodzakelijk om in één consistente meetstrategie zowel de gebruiks- als niet-gebruikswaarde te meten.

Kengetallen uit waarderingsstudies worden typisch uitgedrukt in euro per huishouden per jaar, en zijn gerelateerd aan een specifieke waardecategorie of dienst die een gebied of landschap kan leveren. Om dit getal te gebruiken in een MKBA moet je dit kengetal per huishouden vermenigvuldigen met het aantal huishoudens waarvoor die waarde geldt. Dit laatste aspect heeft in de milieu-economie nog weinig aandacht gekregen. Uit theoretische overwegingen en enkele empirische studies weten we dat zowel de gebruiks- als niet-gebruikswaarde daalt naarmate men verder van een gebied afwoont. Deze daling noemen we het afstandsverval. Er is evenwel nog weinig empirische onderbouwing van de afstandsvervalfuncties (Chegrani, 2005; Bateman et al, 2007). Daarom is het belangrijk om een meetstrategie te bepalen die dat afstandsverval kan inschatten zodat het juiste aantal huishoudens kan ingeschat worden.

De maatschappelijke waarde van eenzelfde gebied of landschap kan verschillen in functie van zijn ligging. Dit vereist echter een gedetailleerde analyse. Als er dichterbij meer mensen wonen en het gebied is makkelijk toegankelijk (goede toegangswegen) dan zal de totale directe gebruikswaarde hoger liggen (meer huishoudens en een hogere waardering per huishouden). Als er evenwel meer substituten zijn (andere natuur of andere ontspanningsmogelijkheden) dan zal zowel de totale gebruiks- als niet-gebruikswaarde voor dat gebied lager zijn. We mogen dus vanuit theoretische overwegingen verwachten dat baten verschillen in functie van waar de gebieden gelegen zijn. Om dat verschil goed te kunnen onderbouwen is het belangrijk om via een zelfde meetinstrument het gecombineerde effect van nabijheid en toegankelijkheid mee te nemen en voldoende ruim in het studiegebied te bevragen om zo ook rekening te houden met de beschikbaarheid van substituten.

Deze discussie heeft drie implicaties voor deze studie:

- a) Op basis van onze kennis van de literatuur besluiten we dat er onvoldoende literatuurgegevens uit het buitenland en Vlaanderen beschikbaar zijn in de vorm van waarderingsfuncties, om op die basis goed onderbouwde kengetallen af te leiden voor alle natuurwaarden;
- b) De bevraging die opgezet werd in Vlaanderen, moest zo geconcipieerd worden dat de resultaten optimaal kunnen gebruikt worden voor een benefit transfer naar andere gebieden in Vlaanderen;
- c) Het eindresultaat moest niet enkel een handboek zijn met kengetallen en waarderingsfuncties, maar moest ook aandacht schenken aan het gebruik van die resultaten. Hierbij moeten de kengetallen bij voorkeur gebiedsspecifiek herrekend worden, op basis van de waarderingsfuncties en gebiedsspecifieke gegevens (Brouwer, 2000).

Conclusie:

Op basis van deze overwegingen wordt geopteerd voor een consistente meetcampagne van verschillende elementen in drie regio's met eenzelfde meetinstrument. De keuze en invulling van dat meetinstrument wordt verder besproken in 0. Om het studiewerk in de uitvoeringsfase van de MKBA te beperken, zullen we op basis van de meetcampagne functies ontwikkelen die rekening houden met afstandsverval, substituten en de kenmerken van een gebied.

HOOFDSTUK 5 WAARDERING VAN DE BELEVINGS- EN OVERDRACHTSWAARDE

5.1 Studie van de perceptie en waarde van natuurlandschappen

Bij dit onderzoek is een van de belangrijkste vragen wat de maatschappelijke waarde is van veranderingen in natuurlandschappen. Om deze te kunnen waarderen zijn geuite preferentie methoden nodig. De contingente waarderingmethode (CWM) en keuze-experimenten (KE) zijn methoden waarbij door middel van enquête-onderzoek mensen worden gevraagd naar hun beleving van en betalingsbereidheid voor een verandering in hun leefomgeving. Hierbij wordt, naast verschillen in demografische en sociaal-economische kenmerken van de respondent, ook waar mogelijk rekening gehouden met culturele en psychologische factoren die van invloed zijn op de perceptie van respondenten. Voor economische waardering moet de respondent een afweging maken tussen aan de ene kant zijn beperkte financiële middelen en aan de andere kant het (natuur)goed dat men daarmee zou kunnen verkrijgen. De betalingsbereidheid geeft weer hoeveel mensen bereid zijn op te geven om het goed te verkrijgen en geeft de waarde weer van het goed. De waardering van belevings- en overdrachtswaarde van natuur en landschap gebeurt op basis van wat mensen willen betalen op een hypothetische markt (zie verder).

Eén van de belangrijkste stappen bij het ontwikkelen van een waarderingstudie is de afbakening en definitie van het te waarderen goed. Het te waarderen goed moet overeenkomen met wat we later bij de toepassingen willen waarderen. De stappen om tot een keuze te komen worden beschreven in paragraaf 5.1.1 en 0.

Dit goed wordt omschreven in het scenario. Het scenario kadert de vraagstelling van de hypothetische markt: het geeft aan waarvoor mensen gevraagd worden te betalen en via welk betalingsinstrument (belastingen, donatie, ...) zij ervoor moeten betalen. Het scenario moet voldoende concreet zijn om mensen zich een oordeel te laten vormen of ze willen betalen voor het goed of niet, en zo ja hoeveel. Ook moet het scenario geloofwaardig zijn, zodat de respondent meegaat in de vragen en zijn 'ware' preferenties uit. Zo worden 'protestantwoorden' vermeden. Als iemand weigert om deel te nemen aan de hypothetische markt hebben we geen informatie over zijn preferenties, en kan dit de resultaten van het onderzoek vertekenen.

Over de CWM en KE methoden zijn verschillende handboeken geschreven, bijvoorbeeld Bateman et al. (2002), Bennet en Blamey (2001). Er bestaat ook kritiek op de toepassing van geuite preferentie methoden en het gebruik van de resultaten in kosten-batenanalyse. Zo wordt gezegd dat de CWM en KE door het hypothetische karakter geen betrouwbare schattingen zouden opleveren, maar alleen gedragsintentie en geen daadwerkelijk gedrag meten. Verschillende panels en instituten hebben richtlijnen ontwikkeld voor het uitvoeren en testen van betrouwbare onderzoeken, zoals de NOAA richtlijnen (NOAA, 1993) en de SEPA kwaliteitscriteria (SEPA, 2006), naast veel andere wetenschappelijke literatuur. Deze criteria worden zo goed mogelijk gevolgd bij het

ontwikkelen van onze studie. In paragraaf 5.2 beschrijven wij welke methode er is gekozen en op welke manier de studie is opgezet.

Een laatste hoofddoel van dit onderzoek is het testen van de transfereerbaarheid van de betalingsbereidheid door de tijd en over verschillende gebieden. Bij het testen van transfereerbaarheid in de tijd gaat het erom te testen in hoeverre de BTB stabiel is. Specifiek kan worden getest of mensen na een bepaalde periode nog dezelfde keuzes maken als in de eerste ronde van een enquête. Resultaten van deze test volgen in een latere rapportage die zal bijgevoegd worden aan dit rapport. Transfereerbaarheid over langere periodes kan ook verschuivingen in perceptie van natuur of veranderingen in de economische situatie oppakken. Bij transfereerbaarheid door de ruimte gaat het erom te testen of mensen uit verschillende regio's verschillende waarden toekennen aan veranderingen in de natuur. Oorzaken hiervan kunnen bijvoorbeeld liggen in de beschikbaarheid van substituten, maar ook in andere culturele verschillen tussen regio's. Waar mogelijk moet hiermee rekening worden gehouden bij het formuleren van transfereerbare BTB-waarden en kengetallen voor MKBA's.

5.1.1 Overzicht van de welvaartseffecten van natuurlandschappen van (zeehaven)projecten

Belangrijke beoordelingscriteria voor de selectie van het te waarderen goed zijn:

- aansluiten bij de projecten en verwachte effecten op natuur en landschap bij latere toepassingen van de waarderingsfuncties en kengetallen;
- begrijpbaar zijn voor de mensen die zullen bevraagd worden zodat zij kunnen uitmaken of zij hiervoor willen betalen of niet;
- aansluiten bij wat mensen belangrijk vinden voor natuur en landschap zodat zij hun effectieve waardering laten blijken door er iets voor te willen betalen;
- voldoende generiek zijn om voor meerdere projecten (niet alleen in/rond zeehavens) bruikbaar te zijn;

Bij een (zeehaven)project onderscheiden we verschillende welvaartseffecten van het project met betrekking tot natuur- en landschappelijke waarden en met betrekking tot andere elementen.

tabel 2: welvaartseffecten van project met betrekking tot natuur en landschap

Waarden verbonden met	percelen die in gebruik genomen worden voor project	percelen die in gebruik genomen worden voor een eventueel compensatieproject
<i>natuur- en landschappelijke waarden</i>		
huidig landgebruik	A1	B1
nieuw landgebruik	A2	B2
<i>andere waarden</i>		
huidig landgebruik	C1	D1
nieuw landgebruik	C2	D2

A. Effecten die slaan op die percelen die worden ingezet voor "havenactiviteiten"⁸

- A 1) Verlies van natuur en landschappelijke waarde door omzetting van gebieden/landgebruik met dergelijke waarden naar actief havengebied.
Dit gebied kan nu zowel een natuurgebied zijn, of een gebied met een andere functie (landbouw, gemengd gebruik, ...)
- A 2) Mogelijk heeft het nieuwe landgebruik ook natuur- en/of landschappelijke waarden.

B. Effecten die slaan op die percelen gebruikt voor begeleidende, mitigerende of compensatieprojecten.

- B 1) Verlies van natuur- en landschappelijke waarde verbonden met het huidige landgebruik op die percelen
- B 2) Winst van natuur- en landschappelijke waarden van nieuw gecreëerde natuur.

Naast natuur- en landschappelijke waarden zijn er ook nog andere welvaartseffecten die buiten de scope van deze studie vallen, en deze omvatten bijv.

- C 1) afhankelijk van huidig landgebruik: economische waarde van niet-natuurgebonden activiteiten zoals landbouw, bewoning, recreatieterreinen, andere economische activiteiten; neveneffecten op milieuhygiëne (emissies) en hinder (geluid, geur, stof)
- C 2) economische waarde van havenproject, neveneffecten op milieuhygiëne (emissies) en hinder (geluid, geur, stof), neveneffecten op recreatie (open bedrijvendagen), ...
- D 1) afhankelijk van huidig landgebruik: waarde voor landbouw, bewoning, recreatie, andere economische activiteit, ...
- D 2) afgeleide plaatselijke effecten op horeca

Om de totale netto waarde (NW) op natuurlandschappen van havenprojecten + de eventuele compensatieprojecten in te schatten komen we tot de volgende vergelijking:

$$NW = ((-A1 + A2) + (-B1 + B2))$$

De effecten C1, C2, D1 en D2 worden – indien belangrijk – ingeschat op andere plaatsen in de MKBA, maar vallen buiten de scope van deze studie.

⁸ Inclusief landgebruik voor aanverwante activiteiten (verkeersafwikkeling,...).

tabel 3 bespreekt het relatieve belang van de te verwachten effecten. In bijlage B is een overzicht opgenomen van de verschillende soorten onderscheiden waardes. Uit deze tabel komt duidelijk naar voren dat de waarde van de natuur in compensatieprojecten afhankelijk kan zijn van de omvang en daarmee gepaard gaande toegankelijkheid, daar dit gebruikswaarden in de vorm van belevingswaarde vergroot.

tabel 3: het relatieve belang van de te verwachten effecten op natuur en landschap

Waarde en/of Kenmerk	A1: huidige natuur in industriegebied	A2: industriële uitbreiding	B1: huidig landgebruik in compensatiegebied	B2: nieuwe natuur ter compensatie
Belevingswaarde van natuur en landschap voor de recreant, passant en omwonende	variërend	klein of negatief (horizonvervuiling) klein marginaal effect	variërend, mogelijk groot voor landschappelijk waardevolle gebieden	potentieel groot, in functie van keuzes voor locaties en inrichting
Overdrachtswaarde van landschappen (o.a. historische waarde)	beperkt	nvt	variërend, mogelijk groot (afhankelijk van zoekgebied en keuzes) (ankerplaatsen)	afhankelijk van inrichting en kenmerken, kan deze versterkt worden. Mogelijk negatief effect
Indirecte gebruikswaarde Regulerende diensten	variërend	beperkt	variërend	potentieel groot, als daarop wordt gestuurd
Overdrachtswaarde van natuur	groot	beperkt, tijdelijk	beperkt voor de door compensatie beoogde natuurdoeltypes , variërend voor andere	groot, in functie van de gewenste compensatie (A1)
Omvang	klein, versnipperd	nvt	afhankelijk van keuzes rond locaties (versnipperd of niet)	afhankelijk van keuzes rond locaties (versnipperd of niet)
Toegankelijkheid relevant voor belevingswaarde	variërend	beperkt	variërend	potentieel groot, afhankelijk van omvang en inrichting

Het relatieve belang om vooral de waarde van A1 of van B2 nauwkeurig in te schatten in latere MKBA's zal vooral afhangen van de vraagstelling. Op basis van onze verkenning van de problematiek lijkt vooral het inschatten van B2 belangrijk, op basis van de volgende overwegingen:

- Voor het A luik: In de meeste gevallen zal de keuze van het gebied (percelen) voor A1 reeds vastliggen, zodat de studie niet moet bijdragen om te kiezen tussen alternatieven voor A1.
- Als de vraag is of het verlies van A1 opweegt tegen de welvaartsbaten van een havenproject, dan moeten we ermee rekening houden dat de "biodiversiteitswaarden die juridisch zijn vastgelegd" uit A1 zeker moeten gecompenseerd worden. De vraag wordt dan al snel of de andere waarden (niet biodiversiteit) met betrekking tot natuur en landschap van A1 al dan niet opwegen tegen de baten van een havenproject met compensatieprojecten. Ook in dat geval is informatie nodig over de waarde van compensatieprojecten (-B1 + B2).
- Het is niet de bedoeling van dit project om kengetallen te genereren om die "biodiversiteitswaarden" die nu juridisch zijn vastgelegd af te wegen tegen hetzij economische baten van het havenproject of andere natuur- en landschapsbaten (met betrekking tot recreatieve beleavingswaarde of regulatiebaten).
- Voor het luik B zullen er doorgaans meerdere varianten zijn, en kunnen zowel de zoekzones voor compensatie (en dus de waarde van B1) en de omvang en inrichting van compensatieprojecten (en dus de waarde van B2) sterk uiteenlopen.
- Hier kan inzicht in de natuur- en landschappelijke waarden helpen om het welvaartseffect van compensaties te 'maximaliseren'. Als men kijkt naar het bruto-effect is vooral B2 van belang, en dit geldt vooral voor regulerende diensten en beleavingswaarde (ligging, toegankelijkheid).
- Als men info wil over het netto effect (- B1 + B2) is ook informatie over B1 nodig. Dit hangt samen met het dominante landgebruik in de zoekzones voor B1. Mogelijke knelpunten zijn daar omzetting van waardevolle agrarische landschappen of gebieden met historische waarde (ankerplaatsen) naar natuur.
- De netto waarde van de creatie van een nieuw natuurgebied wordt mede bepaald door de waarde van het huidig gebied, zodat de netto waarde niet noodzakelijk positief is.

We hebben verschillende manieren overwogen om de vraagstelling te formuleren (zie volgende paragraaf) met elk zijn voor- en nadelen. We kozen de vraagstelling die volgens ons het beste aansluit bij de waardering van nieuwe natuur, maar die tegelijk ook als een benadering gebruikt kan worden voor de waardering van bestaande natuur.

5.1.2 Keuze

Het te waarderen economische goed omschrijven we als de omzetting van een huidig landgebruik met weinig natuur- en landschappelijke waarde naar een nieuw landgebruik (met natuurinvulling) met daarbij horende natuur- en landschapskenmerken.

Deze keuze is gemaakt na evaluatie van de voor- en nadelen van verschillende mogelijkheden.

De aanvulling van de MKBA met informatie over natuurlandschappen moet ertoe bijdragen dat bij keuzes rond een infrastructuurproject een afweging kan worden gemaakt tussen de bedreigde locatie(s) en de locatie(s) en inrichtingsvarianten van de mitigerende maatregelen met behulp van de kengetallen/waarderingsfuncties. Hierbij sluit het beste aan dat we de belevingswaarde en overdrachtswaarde van het nieuw te creëren gebied waarderen ten opzichte van een bestaand agrarisch gebied. Dit sluit het best aan met wat in de realiteit zal gebeuren. De betalingsbereidheid die hieruit afgeleid wordt, zal ook gebruikt kunnen worden als een benadering om de belevingswaarde en overdrachtswaarde van het verloren gebied te waarderen en op deze manier het totale kostenplaatje van de MKBA vervolledigen. De literatuur leert ons dat de waarde o.b.v. deze benadering wel verschillend zal zijn van de eigenlijke waarde van het bestaande gebied. Wat men nu heeft waardeert men immers anders dan wat men krijgt, zeker waar het zo iets complex als ecosystemen betreft⁹.

We maakten deze keuze vanuit volgende optiek:

1. Er is een directe link met de waarde ($-B1 + B2$);
2. We willen kunnen variëren in de kenmerken van het gebied en het effect van deze kenmerken op de waarde kunnen schatten;
3. We kunnen rekening houden met het feit dat het huidige landgebruik reeds een zekere waarde heeft;
4. Als we de BTB willen meten voor de creatie van één nieuw gebied (met specifieke variërende kenmerken) waarbij de waarde van het huidig landgebruik voor natuur en landschap quasi nihil is, is het scenario eenvoudiger weer te geven en zou het:
 - de nieuwe gebieden moeten omschrijven en
 - aangeven waarom de burger zou moeten betalen (kan in dit geval gewoon 'de wens tot uitbreiding natuur' zijn) en
 - aangeven dat de landschappelijke en natuurwaarden die we meten steeds ten opzichte van het huidige landgebruik zijn, waarbij telkens wordt uitgegaan van een huidig, agrarisch landgebruik met lage natuur- en landschappelijke waarde. Men moet voldoende aandacht schenken aan het duidelijk maken dat men betaalt voor een verandering naar een nieuw natuurlandschap, ten opzichte van het huidige grondgebruik.

⁹ Dit zal nog verder onderzocht worden in aansluitend onderzoek.

5.2 Bevragingsmethode

5.2.1 Het keuze-experiment

Er zijn verschillende methodes om via de “uitgedrukte voorkeuren” de preferenties van mensen te meten en hun bereidheid tot betalen in te schatten (zie LNE, p 21 e.v.). Voor deze studie kiezen we voor de methode van het keuze-experiment (KE).

Ten opzichte van de contingente waarderingmethode (CWM) maken keuze-experimenten het mogelijk om een beter onderscheid te maken tussen het belang dat mensen hechten aan bepaalde aspecten van een gebied. Een keuze experiment vraagt aan de bevroagden om op basis van variatie in kenmerken van een product of dienst een keuze te maken tussen verschillende opties. Om economische waardering mogelijk te maken, moet één van de kenmerken ook een prijs of andere monetaire variabele zijn. Bij een keuze-experiment wordt het te waarderen goed beschreven aan de hand van de kenmerken van dit goed, de zogenaamde attributen. Het goed wordt beoordeeld door de respondent aan de hand van veranderingen in deze attributen. In feite worden mensen gevraagd naar hun voorkeuren voor productalternatieven en aan de hand van die keuzes wordt het belang van elk van de kenmerken afgeleid. In de bevraging verschillen de productalternatieven systematisch op de verschillende attribuutniveaus. Het prijs-attribuut geeft weer welk geldbedrag de respondent zou moeten betalen om een bepaalde optie te verkrijgen. In een keuze-experiment krijgen respondenten vaak meerdere keuzekaarten voorgelegd. Op elke keuzekaart staan alternatieven waaruit de respondent wordt gevraagd dat alternatief te kiezen waarvoor hij/zij de grootste voorkeur heeft. Hierbij kan ook worden gekozen voor de status quo situatie, waarbij er niet hoeft te worden betaald omdat er geen verandering plaatsvindt.

De opdeling van landschapskenmerken in verschillende attributen, maakt het mogelijk verschillende aspecten van een natuurlandschap beter te scheiden en hun afzonderlijke waarde te schatten. Dit in tegenstelling tot contingente waarderingstudies waarbij men de waarde waardeert van de totale verandering in het gebied door 1 holistisch toekomstbeeld te schetsen.

Het keuze-experiment wordt ingebed in een vragenlijst die dieper ingaat op de perceptie en de beleving van natuurlandschappen. Hierbij besteden wij aandacht aan het belang van het effect van de afstand die de respondent van het nieuwe natuurlandschap afwoont op de BTB. Daarnaast worden tevens vragen opgenomen over de sociaaleconomische achtergrond van de respondent. Ook worden gegevens verzameld over het aantal substituten dat mensen kennen en benutten, daar deze de schaarste en daarmee de waarde van nieuwe natuur bepalen.

Om tot praktisch hanteerbare rekenregels te komen die vanuit een MER kunnen gevoed worden, sluiten de bevroagde attributen nauw aan bij de differentiërende factoren die de kwaliteit van een natuurlandschap bepalen. De vertaalslag gebeurt in samenwerking tussen ecologen en economen. Zo willen wij het mogelijk maken tot een waarderingfunctie te komen.

5.2.2 Stappen

Het ontwikkelen van een keuze-experiment beslaat verschillende stappen om tot een vragenlijst te komen:

1. De afbakening van het te waarderen goed
2. De creatie van een hypothetische markt
3. Het vaststellen van de attributen en attribuutniveaus
4. Het opstellen van de totale vragenlijst
5. Het vaststellen van de sampling strategie.

→ ***De afbakening van het te waarderen goed***

Zoals gesteld in paragraaf 5.1 en 5.2 vragen wij mensen dus naar hun betalingsbereidheid voor een verandering van een bestaand gewoon agrarisch landschap (zonder natuur- en landschappelijke waarden) naar een natuurlandschap. Hiervoor hanteren wij de typen natuur zoals in hoofdstuk 2 beschreven. Als status quo, ofwel de huidige situatie, wordt een agrarisch landschap bestaande uit akker en/of weiland genomen, dat geen recreatieve wandel- of fietspaden bevat en geen natuur- en/of landschappelijke waarden bezit.

→ ***De creatie van een hypothetische markt***

Bij de creatie van de hypothetische markt is het van belang dat respondenten ertoe aangezet worden hun 'ware' betalingsbereidheid te uiten. Hiervoor is niet alleen de omschrijving van het te waarderen goed belangrijk, maar ook de manier waarop dit goed zal worden verschaft, waarom huishoudens worden gevraagd om de verandering te betalen, op welke manier, door wie en aan wie, en hoe lang en hoe vaak betaald zal moeten worden. Middels prétesten zorgen we ervoor dat mensen deze elementen acceptabel en begrijpelijk vinden, zodat zij niet protesteren tegen het voorgelegde scenario. Redenen voor protest kunnen bijvoorbeeld zijn dat respondenten niet geloven dat hun geld op de juiste plek terecht komt, of dat het voorgestelde scenario niet haalbaar is. Ook mogen respondenten niet het idee krijgen dat zij door middel van het strategisch beantwoorden van de vragen het beleidsproces kunnen beïnvloeden, of mogen zij niet vergeten rekening te houden met hun financiële ruimte of andere uitgaven die zij ook van belang vinden.

De methode van betaling noemt men in de literatuur het betalingsvehikel: het gaat dan om de manier waarop, en het instituut waaraan de respondent gevraagd wordt het bedrag extra te betalen om het natuurgood te krijgen. Vaak wordt hiervoor een belastingverandering of een fonds gebruikt. Daarnaast moet het de respondent duidelijk zijn wie (welke huishoudens) dezelfde verhoging zullen moeten gaan betalen. Het betalingsvehikel moet dus:

- begrijpbaar zijn opdat mensen hun voorkeur voor het milieugood zouden kunnen uiten;
- geloofwaardig zijn, om te vermijden dat mensen uit de markt stappen omdat ze bijv. niet geloven dat het geld hiervoor wordt gebruikt, of dat een instantie niet betrouwbaar of al rijk genoeg is;
- specifiek zijn (bijv. x euro/jaar) om in de volgende stap de BTB af te leiden in functie van de kenmerken.

De keuze van het betalingsvehikel is in geval van natuurlandschappen niet zo evident. Voor water is er bijvoorbeeld een specifieke watertaks die gebruikt wordt om maatregelen voor de verbetering van de waterkwaliteit te betalen. Natuurmaatregelen worden eerder uit algemene belastingen betaald.

Hier zijn verschillende mogelijkheden, zoals de toename van nationale, provinciale of gemeentelijke belastingen of een jaarlijkse betaling aan een fonds voor natuurontwikkeling. Onze conclusie is dat een betalingsvehikel op Vlaams niveau het meest lijkt aangewezen, maar om identificatie met natuur te garanderen, hebben we gekozen voor de **creatie van een nieuw fonds**. De belangrijkste argumenten hierbij zijn:

- specifiek fonds is beter dan toename bestaande belasting;
- duidelijke link met natuurprojecten;
- gemeentelijke en provinciale taksen sluiten niet goed aan bij de afbakening van gebieden en/of tot waar we verwachten dat mensen willen betalen;
- maakt mogelijk om te bepalen wie mee moet betalen (bijv. alle Vlamingen).

→ **Het vaststellen van de attributen en de attribuutniveaus**

Het hierboven besproken 'te waarderen goed' wordt in een keuze-experiment gewaardeerd door mensen de keuze te laten tussen attributen die binnen de alternatieven kunnen wijzigen. De attributen zijn de kenmerken van natuurlandschappen waarvan we op basis van grondig vooronderzoek duidelijke aanwijzingen hebben dat zij bepalend zullen zijn voor de beleavings- en overdrachtswaarde en het uiteindelijke nut van een gebied. Zij worden meegenomen in de bevraging als kenmerken van de te beoordelen gebieden zodat mensen die gebieden kunnen waarderen. Ze worden later in de studie meegenomen als parameters in de waarderingsfuncties om de monetaire waarde van een studiegebied met concrete invulling in te schatten. De attributen zijn geselecteerd op basis van literatuur, focusgroepen, gesprekken met experts en prétesten.

De attributen zijn de kenmerken die in de MKBA samen de waarde van een goed of dienst zullen bepalen. Het aantal attributen dat kan meegenomen worden is beperkt, al is in de literatuur geen maximum vastgesteld. De voornaamste beperking op het aantal attributen is dat een teveel aan attributen de mentale belasting voor het maken van keuzes door de respondent (over een reeds moeilijke materie zoals een milieugood) verhoogt. De respondent dreigt dan attributen te negeren waardoor hij geen informatie geeft over zijn werkelijke preferenties.

Het maximum aantal attributen hangt af van meerdere factoren die samen de complexiteit van de vraag en de mentale belasting voor de respondent bepalen. Men kan meerdere attributen hebben als het aantal niveaus beperkt is of gemakkelijk te begrijpen (afwegingen over tandpasta in pakjes van 1, 2 of 3 tubes vergen minder inspanning dan afwegingen over de mate van toegankelijkheid of scores rond biodiversiteit). Verder hangt de cognitieve belasting af van het aantal alternatieven dat wordt aangeboden. Bij 6 attributen en 4 alternatieven heb je al een 6*4 keuzevraagstuk. Doorgaans worden 4 tot 6 attributen gehanteerd, waarvan één de prijs is. Het testen van de enquête moet uitmaken of respondenten in staat zijn om op basis van de informatie die ze krijgen effectief keuzes te kunnen maken.

Daarnaast is er ook een praktische reden om het aantal attributen te beperken: meer attributen maakt dat je meer respondenten nodig hebt om tot een significante modelschatting te kunnen komen. Achter de keuzekaarten die respondenten voorgelegd krijgen, ligt een experimenteel, statistisch ontwerp ten grondslag. Dit ontwerp zorgt ervoor dat de respondenten bij elk alternatief zulke combinaties van attribuutniveaus

krijgen, dat op een efficiënte wijze de informatie over de preferenties kan worden gemeten. Zodoende hoeven niet alle mogelijke combinaties van attributen en niveaus te worden voorgelegd. Elke respondent krijgt een beperkt aantal keuzekaarten voorgelegd uit het totale bestand van keuzekaarten. Echter, hoe meer attributen en niveaus, hoe meer keuzekaarten er nodig zijn, en dus hoe meer respondenten er nodig zijn.

Het is dus erg belangrijk om de belangrijkste bepalende factoren te selecteren uit misschien wel 20 kenmerken die van invloed kunnen zijn. Naast de attributen die een belangrijke rol spelen bij de positieve waardering van een landschap moeten ook belangrijke kenmerken meegenomen worden die een erg negatieve impact kunnen hebben op de waardering, zoals horizonvervuiling of landgebruik in de aangrenzende omgeving.

Binnen de bevraging kunnen we attributen niet laten variëren: we kunnen niet verschillende attributen in verschillende enquêtes opnemen en die vervolgens bij elkaar optellen, als we niet absoluut zeker zijn dat deze attributen niet overlappen in de ogen van de respondent.

In de enquête is het belangrijk om een goede omschrijving en/of illustratie van de attributen met duidelijke niveaus aan te geven zodat alle respondenten hetzelfde beeld voor ogen hebben. Ook dit vormt een belangrijk onderdeel van de prétest.

→ ***Het opstellen van de totale vragenlijst***

De bevraging bestaat uit 4 onderdelen:

1. Opwarming, beleving en perceptie

Deze vragen zijn erop gericht om mensen bewust te maken van hoe zij naar natuur en landschap kijken en wat ze daarmee doen. Wij willen van alle typen natuurlandschap die in het onderzoek zijn meegenomen weten hoe respondenten de aantrekkelijkheid van de landschappen beoordelen. Ook willen wij weten hoe schaars mensen natuurlandschappen vinden en hoeveel zij tot hun beschikking hebben. In de analyse wordt deze informatie gebruikt om bijv. te toetsen of de BTB afhangt van hoe vaak iemand een natuurgebied bezoekt, maar het geeft ook beleidsinformatie omtrent algemene perceptie van natuur en landschap onder de bevolking.

2. Keuze-experiment

Dit is de eigenlijke bevraging naar de bereidheid tot betalen. Deze omvat:

- introductie van het scenario, de omschrijving van de verandering in een bepaald natuurlandschap en de hypothetische markt;
- voorstelling van het keuze-instrument en oefening (voorbeeldkeuzekaart);
- uitvoeren van de keuzetaken.

3. Sociaaleconomische gegevens van de respondent

Hierbij gaat het om gegevens zoals het inkomen, geslacht, lid natuurvereniging, enz. Deze vragen zijn nodig omdat de betalingsbereidheid wordt beïnvloed door deze factoren. Mensen met een hoger inkomen kunnen bijvoorbeeld een hoger bedrag betalen.

4. Controle- en interpretatievragen

Deze vragen laten extra toe om de antwoorden en keuzes te verklaren.

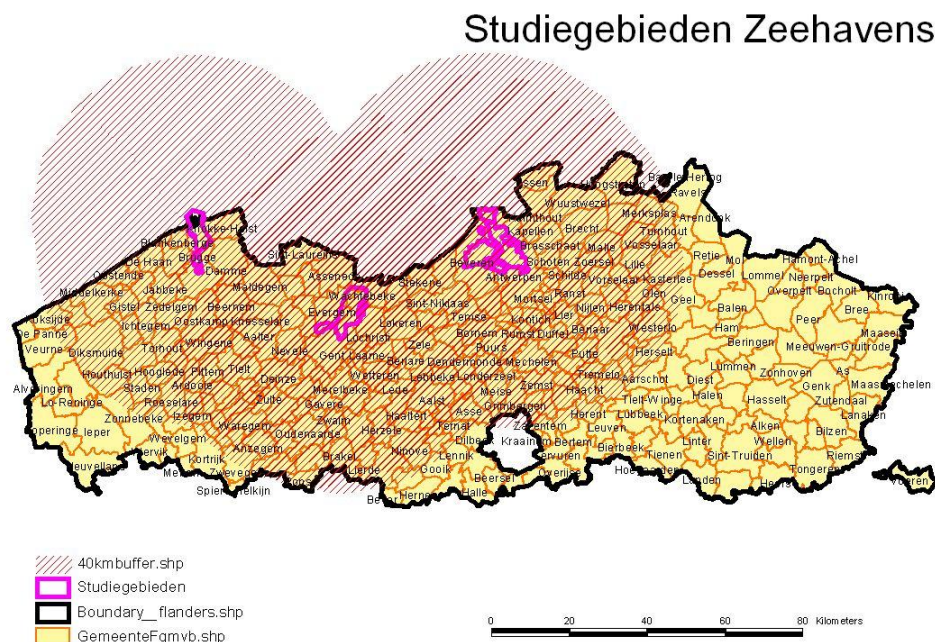
Voor het ontwikkelen van het keuze-experiment en de keuzekaarten wordt een experimenteel ontwerp gemaakt met de daarvoor beschikbare software Sawtooth. Voor het weergeven van de verschillende typen natuur wordt gebruik gemaakt van fotomateriaal en bijkomende achtergrondinformatie.

→ **Het vaststellen van de sampling strategie**

Bij deze enquête geven wij om methodologische en praktische redenen voorkeur aan een onlinebevraging. Hierbij worden respondenten ad random geselecteerd uit de gemeenten in het studiegebied. In bijlage C is een beschrijving opgenomen van de verschillen tussen webbased en face-to-face interviews, en zijn de voor- en nadelen zoals ze uit de literatuur naar voren komen, opgenomen.

De sampling strategie zorgt ervoor dat de steekproef representatief is voor een aantal belangrijke sociaal-economische kenmerken zoals geslacht, leeftijd en inkomen. Tot slot is het van belang dat er een goede geografische spreiding wordt gezocht, om rekening te kunnen houden met verschillen in substituten en eventuele culturele verschillen. De sampling is gebeurd via pannelaankoop van een marktonderzoeksbureau dat waakt over de representativiteit van de respondenten.

Voor het ontwikkelen van transfereerbare waarden, moeten de subsamples in de 3 onderzoeksregio's zoals aangegeven in figuur 3, van voldoende grootte zijn om tot significante modelschatting te komen. De minimale subsample grootte is 500 respondenten.



figuur 3: studiegebied verdeeld in 3 zones op basis van de Vlaamse zeehavens

5.3 Attributen en attribuutniveaus

5.3.1 Bepalen van attributen d.m.v. focusgroepen

Een focusgroep is een gestructureerde discussie onder een kleine groep van stakeholders (4-12 personen), begeleid door een gespreksleider. De methode is ontworpen om informatie te verkrijgen over de voorkeuren en waarden van (uiteenlopende) mensen met betrekking tot een bepaald onderwerp en om te kunnen verklaren waarom ze die meningen hebben (viWTA, 2006).

Er hebben 2 focusgroepen plaatsgevonden (in Antwerpen en Gent). Op basis van een aantal algemene vragen werd een selectie gemaakt van een 10-tal mensen per groep die heterogeen waren naar leeftijd en opleiding.

Op voorhand werden enkele open vragen opgesteld. Deze werden in beide focusgroepen gesteld. Eén van deze vragen was een waardering van foto's van verschillende landschappen en ecosystemen. Hiermee werd enerzijds bekendheid met ecosystemen getest en anderzijds perceptie van de natuurlandschappen bekeken. De kenmerken van de natuurlandschappen die aan bod kwamen werden opgeschreven.

We vroegen de deelnemers om uit deze kenmerken de voor hen twee belangrijkste en de 2 minst belangrijke kenmerken die meespelen bij het bepalen van de aantrekkelijkheid van een landschap, aan te duiden. De deelnemers keken vooral naar aspecten die een positieve invloed hadden op hun beleving. Daardoor werden vooral aspecten die een negatieve invloed kunnen hebben als minder belangrijk bestempeld.

We destilleerden uit deze focusgroepen volgende aspecten:

- variatie (afwisseling in begroeiing, afwisseling in landschappen)
- zeldzaamheid
- wildheid/natuurlijkheid
- oppervlakte gebied
- soortenrijkdom (biodiversiteit)
- rust
- openheid landschap
- toegankelijkheid voor recreatie
- afstand tot de woonplaats
- omgeving (context)

5.3.2 Bepalen attributen d.m.v. literatuur en expertgesprekken

Naast deze focusgroepen hebben we literatuur rond landschapsperceptie geraadpleegd om te kijken welke kenmerken van een landschap een belangrijke impact hebben. Deze zijn ook teruggekoppeld met landschapsexperten. Daarnaast zijn ook de criteria die specifiek met natuur gelinkt zijn opgesomd door ecologen.

Uit deze literatuur blijkt toch dat naast heel wat positieve elementen, enkele elementen zoals bijv. context, een negatieve invloed kunnen hebben op de beleving.

Uit de literatuur vonden we de volgende aspecten:

- natuurlijkheid
- openheid landschap
- historiciteit
- variatie (afwisseling in begroeiing, opgaande begroeiing)
- biodiversiteit
- oppervlakte gebied
- gebruik dat men van gebied kan maken
- omgeving (horizonvervuiling, context)
- orde/wanorde

Uit milieueconomische studies rond natuurwaardering blijkt dat zeker de volgende aspecten van invloed zijn op de waardering:

- elementen van het natuurlandschap zelf
- toegankelijkheid
- afstand tot woonplaats
- sociaaldemografische factoren (inkomen, leeftijd, opleiding, ...)

Het aspect van toegankelijkheid heeft grotendeels te maken met de recreatieve gebruikswaarde die een natuurlandschap kan hebben. Door dit aspect in de studie te variëren kan beter inzicht in dit aspect van natuur- en landschappelijke waarden worden verkregen. De afstand van de natuur tot de woonplaats van de respondent heeft eveneens te maken met de recreatieve waarde die een natuurlandschap kan hebben. Grotendeels heeft het te maken met de reiskosten (en reistijd) die verbonden zijn aan het bezoeken van een natuurgebied. Theoretisch wordt verwacht dat hoe verder een natuurgebied ligt, hoe duurder het is om het te bezoeken, hoe lager de vraag en dus de betalingsbereidheid.

5.3.3 Keuze voor attributen en niveaus

Naar aanleiding van de focusgroepen, literatuurstudie en gesprekken met experts, hebben wij zeven attributen en bijbehorende attribuutniveaus gekozen voor het keuze-experiment. Bijbehorende attribuutniveaus zijn dusdanig gekozen dat ze objectief vast te stellen zijn bij later gebruik maar ook begrijpelijk en behapbaar zijn voor de respondenten. Dit werd uitvoerig getest (zie 0).

tabel 4: overzicht van attributen en niveaus

Natuurtype	a. Pioniersvegetaties b. Slikken en schorren c. Natuurlijke graslanden d. Bos e. Open water, riet en moeras f. Heide en landduinen g. Akkerbouw en weiland (huidig)
Omvang van het nieuwe natuurlandschap	a. 10 ha (100 meter bij 1 kilometer) b. 50 ha (100 meter bij 5 kilometer) c. 100 ha (1 bij 1 kilometer) d. 200 ha (1 bij 2 kilometer)
Aangrenzend landgebruik	a. Landbouw b. Natuur c. Bebouwing d. Industrie
Soortenrijkdom	a. Laag, met enkel algemene soorten (huidig) b. Hoog, met ook zeldzame soorten
Toegankelijkheid	a. Er zijn aangelegde wandel- en fietspaden aanwezig in het gebied b. Wandel- en fietspaden zijn afwezig in het gebied
Afstand van de woning van de respondent tot het natuurlandschap	a. 2 km b. 5 km c. 10 km d. 25 km e. 50 km
Jaarlijkse bijdrage per huishouden aan fonds	a. €10 b. €25 c. €50 d. €75 e. €125

5.4 Prétest

De prétest is een cruciale fase in de opzet van een waarderingsstudie middels vragenlijsten. Het gaat er hierbij om dat mensen de vraagstelling en vooral het keuze-experiment begrijpen en de hypothetische markt accepteren. Hiertoe moeten de vragen eenduidig en niet suggestief zijn.

De opgestelde bevraging is geprétest bij een ruimere groep binnen het studiegebied middels face to face interviews. Dit bevordert de interactie tussen respondent en interviewer en geeft de mogelijkheid direct op te merken (door de interviewer) waar de respondent twijfelt, de vragenlijst onduidelijk vindt en meer uitleg behoeft, of in hoeverre de enquête te lang of gecompliceerd is. Na de bevraging zelf worden er nog specifieke follow-up vragen gesteld:

- Is het scenario begrijpbaar?
- Zijn de gebruikte attributen eenduidig te interpreteren?
- Zijn de gebruikte definities en beelden duidelijk?
- Is het aantal alternatieven behapbaar?
- Is een keuze makkelijk te maken? Begrijpen mensen welke afweging hen wordt gevraagd te maken?
- Is verwarring mogelijk?
- Zijn de vragen relevant?

Om een indruk te geven van hoe intensief een prétest kan zijn, geven we hieronder een voorbeeld van het dagprogramma van een tweedaagse test.

DAG 1:

0900-1030 uur: instructie interviewers
1100-1500 uur: prétest (5-7 interviews/interviewer)
1500-1700 uur: debriefing interviewers
1700-1800 uur: nabespreking nodige aanpassingen design
1800-1900 uur: eerste aanpassingen design

DAG 2:

0900-1030 uur: vervolg aanpassen design
1030-1100 uur: kopiëren nieuwe enquêtes
1100-1200 uur: instructie interviewers
1200-1500 uur: prétest (5 interviews/interviewer)
1500-1700 uur: debriefing interviewers
1700-1800 uur: nabespreking nodige aanpassingen design
1800 uur: EINDE PRETEST RONDE

De enquête doorliep drie prétest rondes: twee face to face rondes en 1 internetronde. Deze laatste diende om de leesbaarheid en begrijpelijkheid op het scherm te testen. De respondenten varieerden in geslacht, opleiding, vertrouwdheid met natuur, landbouw, autochtoon-allochtoon, stedelijk-landelijk. Tijdens de prétests werden extra controlevragen toegevoegd.

→ **Pretestronde 1: face-to-face**

Doel:

De test vond face to face plaats met slechts 3 keuzekaarten (1 voorbeeldkaart + 2 kaarten) en met enkel de keuze tussen twee verschillende natuurtypes (slikken/schorren en bossen). We doorliepen de enquête en deden een diepte-interview.

In de eerste plaats wilden we testen of het scenario in de bevraging duidelijk en geloofwaardig was. Daarnaast testten we of de range van de prijs goed zat.

→ **Pretestronde 2: face-to-face**

Doel:

Enquête met alle 6 natuurtypes + beeldmateriaal. Het doel was om te kijken of de cognitieve belasting niet te hoog ligt. Kunnen mensen met andere woorden kiezen tussen verschillende alternatieven met 6 attributen, onderscheiden ze de 6 natuurtypes en treedt er geen verslapping van de aandacht op na een aantal kaarten; zijn zes verschillende kaarten niet teveel?

Er werd extra gefocust op:

- » Concrete vraagstelling, verwoording;
- » Bedragen (1 reeks met 5€ tot 80€, andere reeks van 10€ tot 250€);
- » Tijd nodig om de enquête in te vullen;
- » Blijvende aandacht voor afwegingsproces.

→ **Pretestronde 3: internet**

Doel: testen van de volledige enquête op internet.

Op het scherm bleek de kaart met aanduiding van de verschillende natuurtypes in Vlaanderen niet te werken. De kaart werd in de uiteindelijke bevraging gemaakt per type en toegevoegd aan de additionele uitleg die de respondenten indien gewenst konden openen. Sommige termen werden ook nog iets beter verduidelijkt. Bepaalde controlevragen werden nog verbeterd zodat de analyse nauwkeuriger kan gebeuren.

→ **Bevindingen:**

Algemeen vlot de bevraging, maar ze duurde face to face wel erg lang: 30-40 minuten. Er trad echter geen verveling of verslapping van de aandacht op. De meeste respondenten leken de enquête interessant te vinden.

Keuzekaart met 7 attributen (6+ prijs) werd als duidelijk tot zeer duidelijk beschouwd door de bevragden. Ze konden kiezen tussen de verschillende scenario's: de bevragden wogen attributen af, en veranderden hun keuzes als de attributen veranderden. Ze vonden het wel niet steeds gemakkelijk om te doen. Eén voorbeeldkaart en 6 keuzekaarten is niet te veel. Wel lieten sommige respondenten bepaalde attributen domineren in hun keuze. Hier werd in de uiteindelijke bevraging een vraag over toegevoegd.

Als we na de bevraging verder vroegen wat mensen maximum wensen te betalen, blijkt dat men in elk geval 5€ per gezin per jaar wil betalen, ongeacht de kenmerken van het te creëren gebied, en dat sommige respondenten een jaarlijks bedrag van 80€ nog vrij laag vonden. De prijs in de uiteindelijke enquête werd daarom opgetrokken tot €125.

Op basis van de prétests werden heel wat tekstuele en illustratieve aanpassingen gedaan aan de oorspronkelijke enquête zodat alles op een eenduidige wijze werd geïnterpreteerd en voldoende informatie werd verzameld voor de analyse. Ook werd het natuurtipe duinen vervangen door heide en landduinen. Dit omdat in de eerste testen het type duinen erg veel protest opleverde doordat zeeduin voor heel wat mensen in een straal van 50 km niet gerealiseerd kunnen worden. Zelfs de toevoeging van zee- en landduinen hielp niet. Heide en landduinen werd dan weer wel goed ontvangen, zelfs voor mensen die in hun omgeving maar weinig heide beschikbaar hadden.

De uiteindelijke bevraging is in bijlage D toegevoegd.

5.5 Resultaten bevraging

5.5.1 Respondenten en hun kenmerken

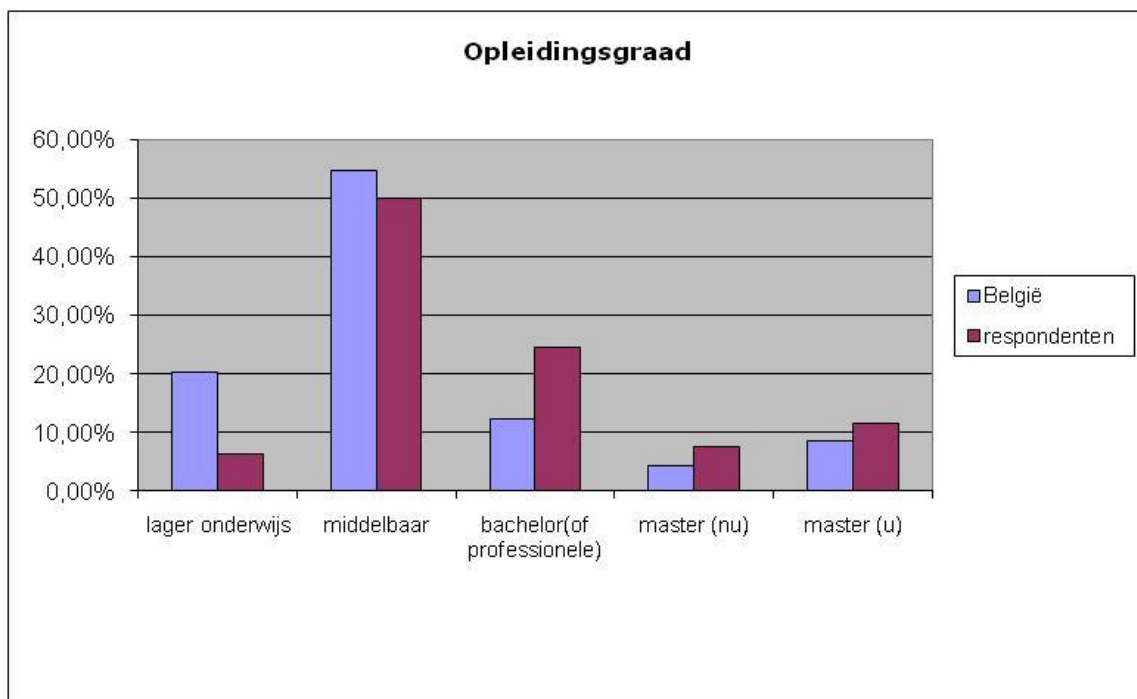
3134 mensen startten de bevraging, waarvan 774 enkel het inleidende gedeelte invulden en nog eens een kleine 200-tal geen inkomen invulde. Deze laatste groep van mensen is wel meegenomen in de analyse. Uiteindelijk werden, na aftrek van de proteststemmen (zie 5.5.2) zo'n 2000 respondenten meegenomen in de analyse. Het hoge percentage dat slechts het eerste deel van de bevraging invulde, is vrij normaal gezien de complexiteit van de bevraging en de lengte ervan.

→ *Sociaaldemografische kenmerken*

Aangezien we gebruik maakten van het panel van een bureau voor marktonderzoek gespecialiseerd in online-bevragingen, werd de representativiteit van de respondenten gegarandeerd. Als we de karakteristieken van de respondenten vergelijken met de Vlaamse gemiddelden dan blijken deze twee grotendeels overeen te komen. De gemiddelde leeftijd van de respondenten is 48 jaar. Kijken we naar de gemiddelde volwassen (+18) leeftijd van Vlaanderen is die 48,69. Wel blijkt procentueel de groep <29 jaar licht ondervertegenwoordigd. Ongeveer 55,5% van de respondenten is van het mannelijke geslacht, 44,5% van het vrouwelijke geslacht. In Vlaanderen ligt dit respectievelijk op 49,3% en 50,7%. De gezinsgrootte van de respondenten is een beetje groter dan het Vlaamse gemiddelde (2,5 ten opzichte van 2,37).

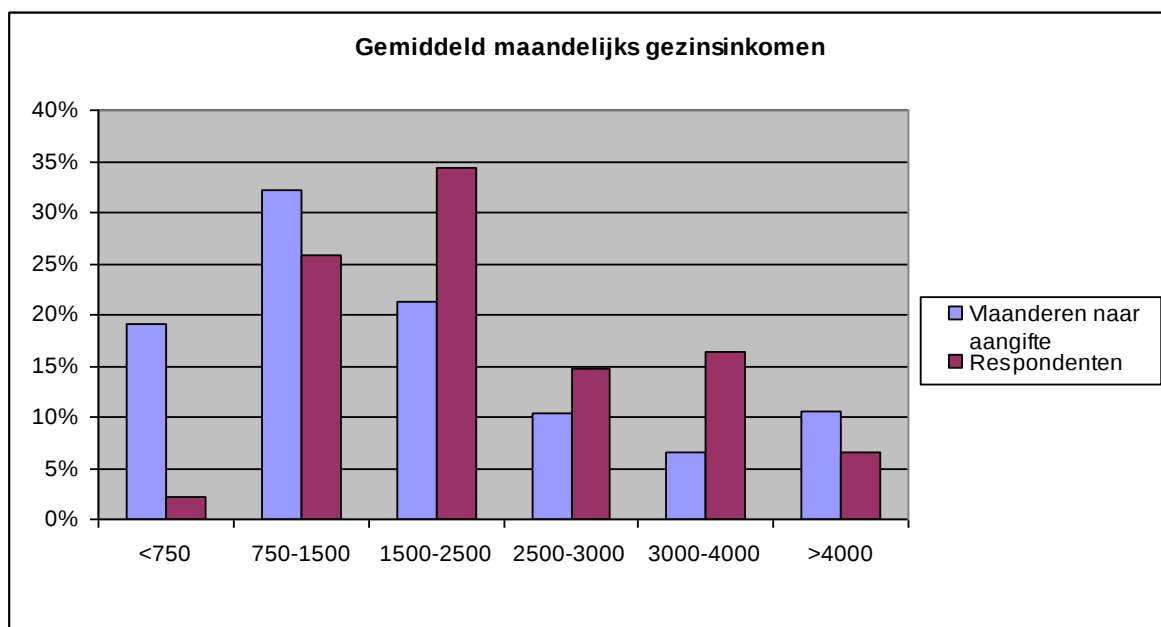
53,5% van de respondenten woont in een stedelijk gebied, gedefinieerd als 'een stad, verstedelijkt gebied, veel bebouwing in de omgeving'; 41% in een landelijk gebied gedefinieerd als 'platteland, veel open ruimte in de omgeving'; 3% naast of in een natuurgebied en 2,5% anders namelijk industrieel gebied, lintbebouwing of op de grens van twee types. Hiervoor zijn niet meteen landelijke cijfers beschikbaar. In verder onderzoek zal aan deze ruimtelijke variatie aandacht worden besteed.

Als we kijken naar opleidingsniveau (figuur 4) blijkt dat de mensen die slechts lager onderwijs hebben genoten ondervertegenwoordigd zijn ten opzichte van mensen die een bachelor of master buiten universiteit behaalden. Uit het gemiddelde inkomen per belastingaangifte in Vlaanderen leiden we af dat ook gezinnen met een gezinsinkomen lager dan 750€ per maand in onze bevraging ondervertegenwoordigd zijn ten opzichte van gezinnen met een gezinsinkomen tussen 1500-3000€ per maand (figuur 5). Anderzijds is het aantal werklozen en niet-actieven bij de respondenten hoger dan in Vlaanderen. Als we de inkomensverdeling echter vergelijken met de resultaten van de huishoudenquêtes dan krijgen we een vergelijkbaar resultaat (figuur 6).



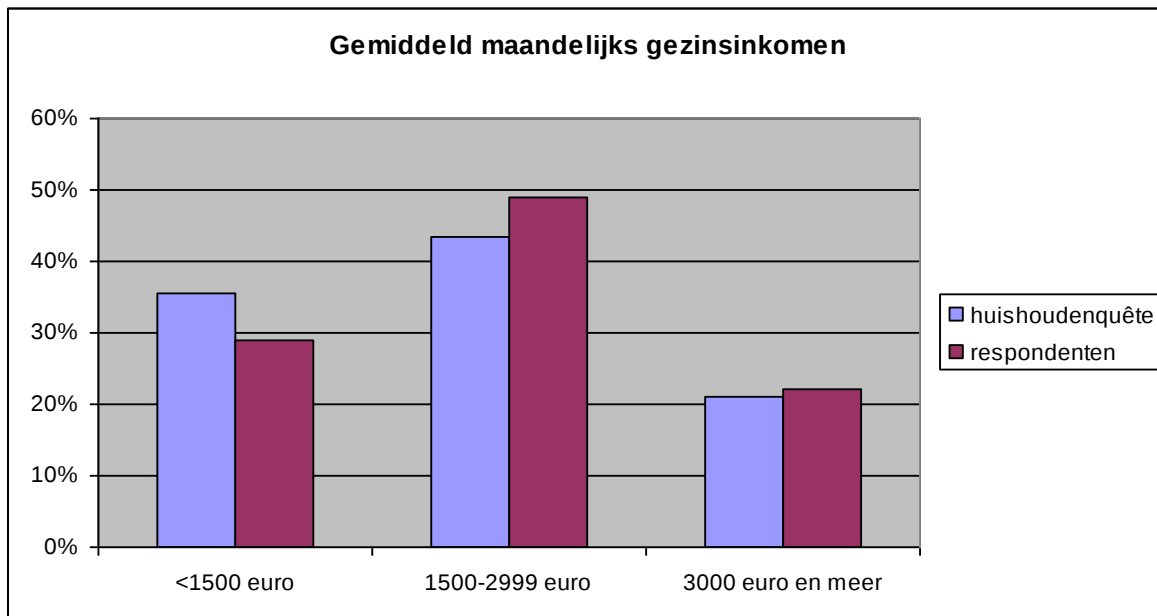
figuur 4: opleidingsgraad van de respondenten in vergelijking met het Belgische gemiddelde

bron: FOD Economie - Algemene Directie Statistiek



figuur 5: gemiddeld maandelijks gezinsinkomen in vergelijking met belastingaangifte 2006

bron: FOD Economie - Algemene Directie Statistiek



figuur 6: gemiddeld gezinsinkomen in vergelijking met de Vlaamse huishoudenquête

bron: FOD Economie - Algemene Directie Statistiek

Van de respondenten is 10% lid van een grondverwervende natuurvereniging, 31% is lid van een meer algemene milieu- of natuurvereniging zoals WWF, GAIA of VELT, wat een vrij hoog percentage is. Uit het NARA blijkt dat 3% van de Vlaamse gezinnen lid is van Natuurpunt (Dumortier et al. 2008). Hoeveel Vlaamse gezinnen lid zijn van een milieu- en/of natuurvereniging in de ruime zin, is onbekend. Uit de bevraging rond sociaal-culturele verschuivingen die de Studiedienst van de Vlaamse regering elk jaar uitvoert bij 1500 individuen, blijkt dat ongeveer 6% lid is van een natuur- en/of milieuvereniging (cijfers 2008).

Representativiteit van de sample

De sample heeft een goede representativiteit voor de Vlaamse bevolking. De groep van de zeer laag geschoolden (enkel lagere school) en zeer lage inkomens (<750€) is ondervertegenwoordigd ten opzichte van mensen die een bachelor of master buiten universiteit behaalden en gezinnen met een gezinsinkomen tussen 1500-3000€ per maand. Dit is een algemeen probleem bij het afnemen van enquêtes. Vergelijken we met de cijfers uit de Vlaamse huishoudenquêtes dan lopen de inkomens vrij gelijk. De sample kent wel een overschatting van het aantal mensen die lid zijn van een natuur- en milieuvereniging. De waarderingsfunctie is gecorrigeerd voor inkomen en lidmaatschap in model2.

→ **Algemene perceptie en beleving van natuurlandschappen**

Het eerste deel van de enquête bestond uit een aantal opwarmingsvragen dat peilde naar het gebruik van natuurlandschappen en de perceptie van de respondenten over de verschillende natuurtypes die in de latere bevraging aan bod kwamen. Ze zijn bedoeld om mensen te laten kennismaken met de natuurtypes.

Slechts 18% van de respondenten vindt dat er te weinig natuurlandschap is in zijn of haar omgeving. 56% vindt zelfs dat er voldoende tot meer dan voldoende natuurlandschap is in zijn of haar omgeving. Daartegenover staat dan weer dat 81% het belangrijk tot zeer belangrijk vindt dat de natuur in Vlaanderen wordt uitgebreid.

In onze sample bezoekt minstens 67% meerdere keren per jaar een natuurlandschap (figuur 7): 46% van de respondenten bezoekt regelmatig (4x tot 24x per jaar) een natuurlandschap, 17% vaak (wekelijks of dagelijks), 29% 1 tot 2 maal per jaar en 8% bezoekt nooit een natuurlandschap. Als de mensen een natuurlandschap bezoeken doen ze dat vooral om te wandelen (90%); fietsen (78%), picknicken of gewoon zitten (34%). 20% van de respondenten bestudeert wel eens de natuur (bijv. vogelkijken). Vergelijken we dit met een analyse door Hegemann (2002) van de resultaten uit de VRIND-enquêtes (Vlaams Regionale Indicatoren) van de afdeling Planning en Statistiek (APS), vinden we nog een lichte toename van het aantal mensen dat een natuurlandschap bezoekt. In 2000 ging bijna 70 % minstens meerdere keren per jaar naar een bos of natuurgebied.

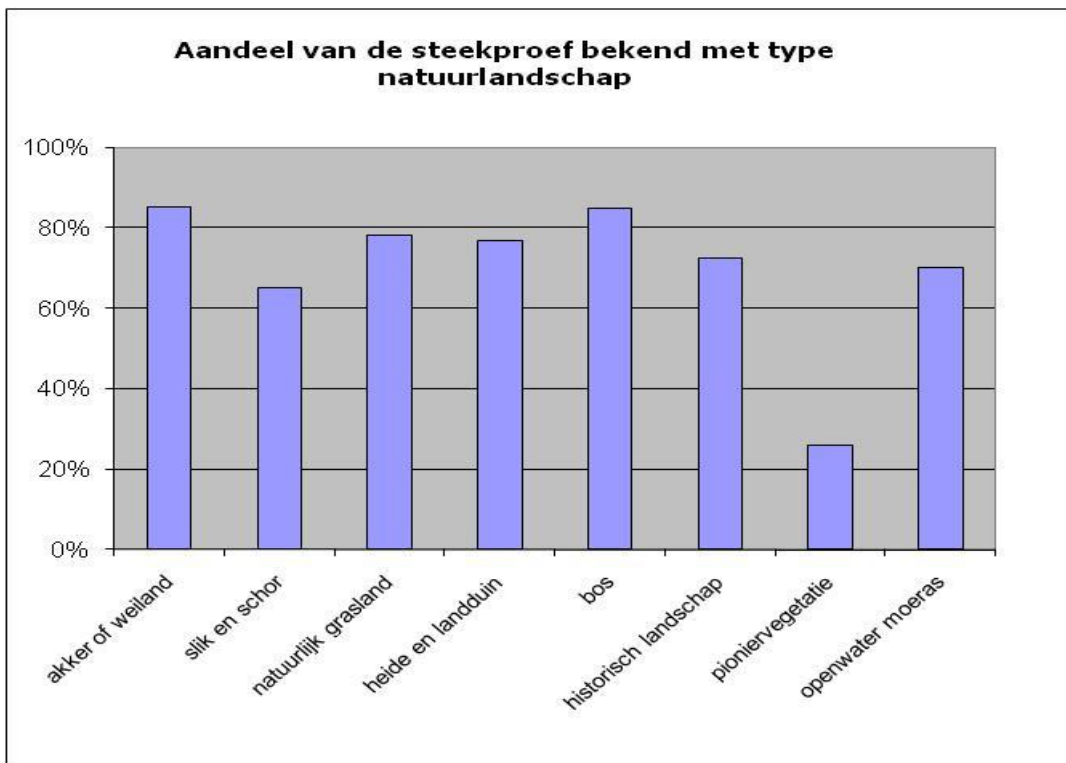


figuur 7: aantal bezoeken aan een natuurlandschap

→ **Aantrekkelijkheid en bekendheid met verschillende landschapstypes**

Aan de respondenten werden 8 verschillende landschapstypes getoond door middel van telkens twee foto's. Er werd hen gevraagd deze een aantrekkelijkheidsscore te geven gaande van 1 volstrekt onaantrekkelijk tot 7 zeer aantrekkelijk. De natuurlandschappen heide en landduin en bos scoren zeer hoog, gevolgd door historisch landschap. De andere natuurlandschappen scoren vergelijkbaar op aantrekkelijkheid met uitzondering van de pioniervegetatie die erg laag scoort. Ook het gewoon agrarisch landschap scoort beduidend lager. Het wijzigen van de volgorde van de landschappen verandert de rangorde die volgt uit de beoordeling van de respondenten niet.

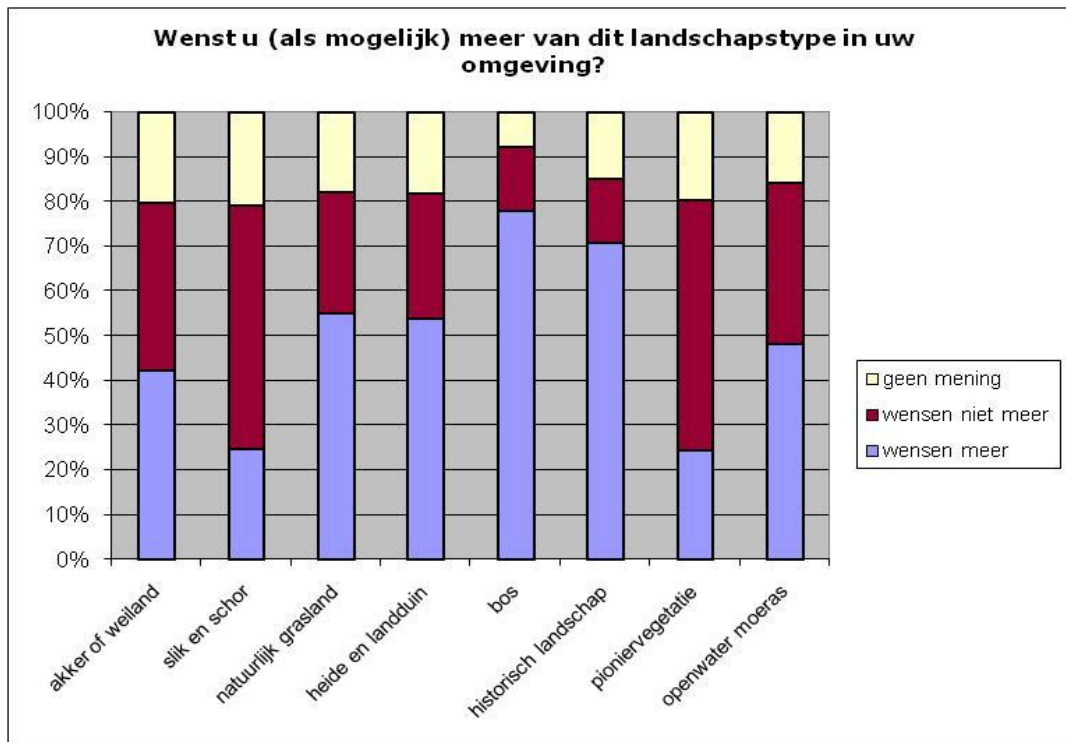
De lage score van de pioniersvegetatie hangt wellicht samen met de onbekendheid van dit natuurtype (figuur 8). Slechts 26% zegt vertrouwd te zijn met pioniervegetatie in vergelijking met bos of akker en weiland waarmee 85% vertrouwd is. Anderzijds werd op de foto's slechts een zeer specifieke, erg kale pioniersvegetatie getoond (eigen aan specifieke 'artificieel' ontstane vegetatie in zeehavens).



figuur 8: bekendheid met de verschillende landschapstypes

Aan de respondenten die ja antwoordden op de vraag of ze het landschapstype kenden werd de vraag gesteld of ze er meer van wensten in de nabije omgeving. 78% van deze respondenten antwoordde ja als het gaat om bos, 8% had geen mening. Dit geeft duidelijk de behoefte aan extra bossen aan. Ook de kasseiweg en de beukendreven scoren hoog: 71% zou er meer van wensen als het kon (historisch landschap). Ongeveer 50% van de respondenten die vertrouwd zijn met het betreffende landschap, wensten meer heide/landduin, natuurlijk grasland, open water/moeras of akker/weiland in de buurt. Slechts 25% van de mensen die slikken en schorren of pioniersvegetaties kent, wenste hier extra van in de eigen omgeving. Dit zou te maken kunnen hebben met het feit dat mensen slikken en schorren linken met overstromingen, beperkte toegankelijkheid enz. en de zeer specifieke vormen van pioniersvegetatie die getoond werden op de foto. 20% van de respondenten had geen mening over het al dan niet meer van een bepaald landschapstype in hun buurt te willen hebben.

Het is belangrijk zich bij de interpretatie van deze vraag te realiseren dat het gaat om een algemene behoefte aan meer natuur in de omgeving, *zonder dat de respondent hierbij een afweging hoeft te maken over een eventuele betaling of het verdwijnen van het bestaande landschap*. De resultaten van deze vraag zijn dus niet één-op-één te vergelijken met deze van het keuze-experiment, waarbij in de analyse andere gegevens over de gewenstheid worden gehanteerd.



figuur 9: de wens om meer te hebben van een bepaald landschapstype indien hiermee vertrouwd

Uit de antwoorden op de vraag of respondenten een gebied met een dergelijk landschap bezoeken, komt een vergelijkbaar beeld als bij de gewenstheid naar voren. 95% van hen bezoekt een bos, 78% historisch landschap en akkers/weiland. De andere landschapstypen worden bezocht door 60% van de respondenten die aangaven het te kennen. Pioniersvegetatie wordt door 50% van de respondenten die het kennen bezocht. Aan de respondenten werd ook gevraagd welk gebied ze dan bezochten. Uit de antwoorden blijkt duidelijk dat men de verschillende natuurtypes effectief kan onderscheiden.

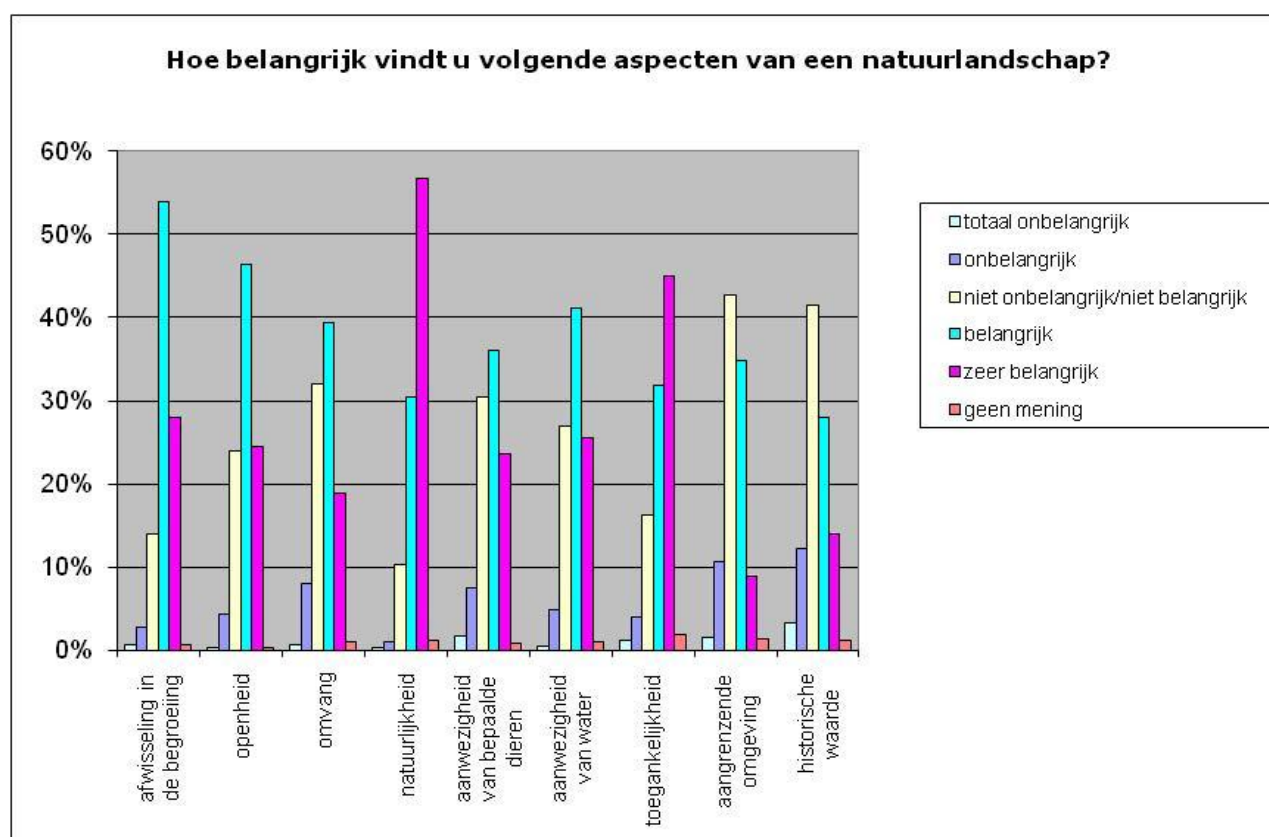
Aantrekkelijkheid

Uit de resultaten van het opwarmingsluik van de enquête kan men afleiden dat een groot deel van de respondenten meer open ruimte in zijn/haar buurt wenst. Uit hun antwoorden blijkt ook dat ze de in de bevraging gebruikte natuurtypes goed kunnen onderscheiden. Heide en landduin en bossen worden aantrekkelijker bevonden dan de andere landschapstypen. Pioniervegetatie scoort heel wat lager. De respondenten zijn ook niet erg vertrouwd met dit laatste type. De respondenten die vertrouwd zijn met een bepaald type, wensen er ook meer van in hun buurt met uitzondering van slikken en schorren en pioniervegetatie. Dit kan samenhangen met hoe mensen slikken en schorren percipiëren (overstromingsgebied, minder toegankelijk enz.) en de zeer specifieke vorm van pioniervegetatie getoond op de foto.

→ **Belang van de verschillende landschapskenmerken**

De respondenten werden gevraagd om aan te geven welke kenmerken van een natuurlandschap belangrijk zijn (zie luik B in de enquête). Natuurlijkheid en toegankelijkheid zijn twee factoren die erg hoog scoren (zie figuur 10). Daarnaast scoren ook afwisseling in de begroeiing en openheid hoog. Een aantal van deze kenmerken komt ook terug in het keuze-experiment. Hier werd in een extra model gekeken of het al dan niet belangrijk vinden van een bepaald kenmerk terug te vinden is in de betalingsbereidheid (zie 5.5.3).

Een kleine 4% van de respondenten geeft ook nog aan om andere kenmerken dan de opgesomde belangrijk tot zeer belangrijk te vinden. De meest genoemde attributen zijn de bereikbaarheid van een gebied, rust in een gebied en toegankelijkheid voor mindervaliden. Ook de afwezigheid van zwerfvuil, educatie en informatie, veiligheid en eet- of drinkgelegenheid worden genoemd.



figuur 10: belang van kenmerken van een natuurlandschap

Belangrijke aspecten van een landschap

Uit de antwoorden hier gegeven kan afgeleid worden dat in het keuze-experiment de belangrijkste kenmerken van landschappen meegenomen zijn.

5.5.2 Keuze-experiment: algemene respons

→ *protestantwoorden*

In het keuze-experiment werden mensen gevraagd om een keuze te maken tussen twee nieuw aan te leggen natuurlandschappen tegen betaling van een bepaalde prijs of de status-quo. De status-quo is het alternatief waarbij mensen voor geen van beide alternatieven wensen te betalen en kiezen voor de huidige situatie. Deze is in dit geval gespecificeerd als een akker of weiland zonder natuurwaarden en/of landschappelijke waarden. Alvorens met de analyse te beginnen zijn de mensen die de status-quo kiezen en hiervoor een reden aandragen die als zogenaamde protestreden kan worden aangemerkt verwijderd uit de database. Het belangrijkste kenmerk van een protestreden is dat deze niet weergeeft dat de respondent geen waarde toekent aan het geboden goed, maar dat hij/zij het scenario en de hypothetische markt niet accepteert, waardoor geen informatie over de werkelijke preferenties wordt verkregen. Legitieme redenen geven weer dat de respondent geen of niet voldoende waarde toekent aan nieuwe natuur en daarvoor het huidige uitgavenpatroon niet wil wijzigen.

In totaal wordt in 41% van de gevallen de status-quo gekozen, waarvan 22% legitieme en 19% protestredenen. De onderstaande tabel geeft weer welke redenen in de enquête worden aangemerkt als legitieme reden om niets te willen betalen en welke als protestreden worden beschouwd. Mensen konden ook een eigen reden aandragen. Hierbij gaven sommige mensen aan dat zij het landbouwlandschap wilden behouden, omdat zij dit mooi vonden; deze keuzes zijn aangemerkt als legitieme nulkeuzes. Anderen gaven aan dat zij tegen het verminderen van landbouwareaal waren, de voedselveiligheid wilden waarborgen en de sector wilden beschermen; deze keuzes zijn aangemerkt als protestkeuzes (zij vormen 4% van de 19% protestkeuzes).

tabel 5: protest en legitieme redenen om niet te willen betalen

Reden	P/L
Ik wil voor geen van de twee alternatieven de bijhorende bijdrage betalen	Legitiem
Ik wil wel extra betalen, maar mijn inkomen laat dat niet toe	Legitiem
Ik spendeer mijn geld liever aan andere dingen	Legitiem
Ik bezoek nooit natuurlandschappen en wil daarom niet betalen	Legitiem
Ik betaal al voldoende belastingen	Protest
Ik betaal liever rechtstreeks aan de natuurverenigingen	Protest

→ *Perceptie keuze-experiment*

Aan de respondenten werd na het keuze-experiment gevraagd of ze de vragen en beelden duidelijk vonden. 84% vond de vragen en de beelden duidelijk tot zeer duidelijk. Ze vonden de attributen op een duidelijke manier uitgelegd en geïllustreerd. Het scenario (de ruil van geld ten opzichte van extra natuur ter vervanging van een agrarisch gebied) was duidelijk. Van de 4% die de vragen niet duidelijk vonden, gaven de meesten aan problemen te hebben met de complexiteit van de vraagstelling (veel attributen, veel kaarten die sterk op elkaar lijken).

Het antwoord op de vraag of ze het maken van een keuze tussen alternatieven gemakkelijk of moeilijk vonden, verschilde veel sterker. Op basis van de open antwoorden kunnen we afleiden dat de respondenten die een keuze gemakkelijk tot heel gemakkelijk vonden, hun prioriteiten heel goed kenden of goed de voor- en nadelen van de verschillende alternatieven tegen elkaar konden afwegen.

De respondenten die de vragen niet duidelijk vonden, vonden uiteraard de keuze ook moeilijk. 44% van de respondenten vond het niet moeilijk maar ook niet makkelijk. Zij geven als redenen keuzes waarbij de gewenste attribuutniveaus verspreid zitten over de twee alternatieven of waarbij de twee alternatieven volgens hen evenwaardig zijn. De prijs geeft dan meestal de doorslag. Een andere moeilijkheid die zij aangeven is dat het beste alternatief ook het duurste alternatief is. Ook hier zal het willen/kunnen betalen van de prijs de doorslag geven. De respondenten die de keuze moeilijk vonden (22%) geven dezelfde redenen aan. Uit deze antwoorden blijkt duidelijk dat de respondenten de vraagstelling goed begrijpen en goed nadenken over de ruil van een natuurlandschap met bepaalde kenmerken tegen de prijs.

Robuustheid resultaten

Uit deze resultaten blijkt de robuustheid van de antwoorden van de correspondenten: 84% van de respondenten begrijpt de vraagstelling zeer goed en kan ook bewust een keuze maken tussen de verschillende alternatieven. 19% van de respondenten gaat niet mee met de hypothetische markt: ze maken bezwaar tegen het betalingsmiddel of kiezen voor de bescherming van de landbouwsector (4%). Dit zegt niets over hun waarde voor de creatie van natuur. Dit aandeel is tamelijk hoog maar is voor dit soort van complexe onderzoeken nog valabel.

5.5.3 Keuze-experiment: statistische modellen

De resultaten van een keuze-experiment worden verkregen door logistische regressie analyse. Hierbij wordt berekend wat de kans is dat iemand een alternatief kiest en hoe de attributen hierop van invloed zijn. Van die regressieanalyse worden de nutsfuncties afgeleid. Wanneer in enquêtes dezelfde respondent wordt gevraagd meerdere keuzes te maken is er sprake van een cross-sectie dataset. Het is hierbij van belang rekening te houden met de correlatie tussen de antwoorden van deze respondent. Daarnaast is het volgens Scarpa e.a. (2005) aan te raden om in milieu-economische studies met stated preference methoden een model te schatten waarbij een onderscheid wordt gemaakt tussen de hypothetische alternatieven en de huidige situatie in de status-quo. Aangezien respondenten normaal gesproken wel bekend zijn met de huidige situatie, maar onbekender zijn met de hypothetische alternatieven, is de structuur van hun voorkeuren anders voor de hypothetische scenario's. Hierdoor is er correlatie in de variantie (de error-term) van de hypothetische scenario's, waarvoor gecorrigeerd moet worden. Om deze redenen hebben wij ervoor gekozen om een zogenaamd error-components model te schatten (Train, 2003, pag 156). In dit model kan worden gecorrigeerd voor de cross-sectie structuur van de data en de correlatie tussen de hypothetische scenario's.

In de modelresultaten die in dit rapport zijn opgenomen laten wij alleen de statistisch significante effecten zien. Statistische significantie betekent dat een gevonden resultaat (bijv. een verband tussen twee variabelen) waarschijnlijk niet op toeval berust. De nauwkeurigheid van een statistisch significant resultaat wordt weergegeven door een p-waarde (probability-waarde of overschrijdingskans). Gewoonlijk wordt een grens van $p=0,05$ gehanteerd: als de p-waarde kleiner is dan 0,05 dan is het resultaat significant. Het is belangrijk om "significant" niet te verwarren met "relevant" en dat het ook niets zegt over de orde van grootte van een effect. Uiteraard is het van belang om te kijken in hoeverre op theoretische basis een bepaald verband verwacht mag worden en betekenisvol is.

Naast de statistische significantie van de individuele parameters, worden de modellen beoordeeld op hun "goodness-of-fit". Deze geeft weer in hoeverre een statistisch model "past" bij een dataset, of anders gezegd hoe goed de data door het model worden

verklaard. Bij logistische regressie wordt hierbij als indicator de loglikelihood gehanteerd, waarbij een lagere loglikelihood (dichter bij 0) aangeeft dat het model beter "past" op de data. De loglikelihood ratio van twee modellen kan worden gebruikt voor een chi-kwadraat test, waarbij rekening wordt gehouden in het verschil tussen het aantal parameters (vrijheidsgraden), om te kijken welk model een betere statistische fit geeft.

Bij het schatten van de modellen wordt verondersteld dat de keuze voor een alternatief wordt gemaakt wanneer dat alternatief het hoogste nut U heeft voor de respondent ten opzichte van de status-quo. De status-quo is gedefinieerd als een landschap met akkers en weilanden, met lage soortenrijkdom, zonder wandel- en fietspaden in het gebied en gelegen in een agrarische omgeving. Wanneer een hypothetisch scenario volgens de respondent een hoger nut heeft dan deze status-quo, gegeven het feit dat de respondent wordt geacht het aangegeven bedrag te betalen, dan wordt verondersteld dat de respondent dit alternatief kiest. Het gaat dus om de vergelijking en de respondent waardeert dus de *verandering* (in de attributen) van de huidige situatie tot de toekomstige situatie.

We laten hier 3 modellen zien met verschillende nutsfuncties:

- Een model met alleen attributen
- Een model met attributen en sociaaldemografische factoren
- Een model met attributen, sociaaldemografische factoren en perceptiefactoren

Het eerste model verklaart de waarde van nieuwe natuurlandschappen alleen aan de hand van de variabelen in het keuze-experiment. Bij het tweede model nemen we ook variabelen op die het effect van inkomen, geslacht, huishoudgrootte, opleiding en werk op de keuzes weergeven, voor zover deze significant zijn. Dit zijn factoren waarvoor vaak secundaire data zijn te verkrijgen. Dit tweede model heeft onze voorkeur, omdat het algemeen toepasbaar is: wanneer dit model wordt gebruikt kan rekening worden gehouden met het effect van sociaaldemografische factoren. Het derde model neemt ook factoren voor de perceptie, attitude, ervaring en het gedrag van de respondenten in de steekproef mee. Dit derde model geeft zodoende een breder inzicht in de houding en denkwijze van respondenten. Voor deze variabelen zijn echter geen secundaire databronnen beschikbaar: wanneer dit model wordt gebruikt in een nieuw gebied, moeten dus eerst opnieuw data worden verzameld voor deze variabelen.

De onderstaande tabel geeft de resultaten weer van de drie geschatte modellen.

tabel 6: resultaten van de drie modellen van het keuze-experiment

Attribuut		Model 1	Model 2	Model 3
Pioniersvegetatie		1.546*** (14.014)	1.645*** (7.990)	1.405*** (6.462)
Slik en schor		1.521*** (14.080)	1.252*** (6.059)	1.014*** (4.639)
Graslanden		2.056*** (18.496)	1.229*** (5.942)	0.990*** (4.350)
Bossen		2.373*** (21.159)	2.114*** (10.133)	1.877*** (8.533)
Open water, riet, moeras		1.902*** (17.568)	1.787*** (8.700)	1.549*** (7.138)
Heide en duin		2.063*** (19.395)	1.791*** (8.612)	1.553*** (7.074)
Omvang	In hectare	0.00071*** (3.316)	0.00071*** (3.171)	0.00071*** (3.164)
Soortenrijkdom	Dummy: 1=hoge rijkdom	0.153*** (6.281)	0.381*** (4.337)	0.295*** (3.203)
Toegang	Dummy: 1=paden aanwezig	0.441*** (19.523)	0.451*** (18.862)	0.452*** (18.896)
Afstand	In kilometer	-0.0081*** (-8.812)	-0.0084*** (-8.079)	-0.0085*** (-8.093)
Omgeving: Natuur	Dummy	0.126*** (3.041)	0.106** (2.425)	0.106** (2.412)
Omgeving: bebouwing	Dummy	0.108** (2.551)	0.102** (2.292)	0.101** (2.281)
Omgeving: industrie	Dummy	-0.195*** (4.695)	-0.196*** (-4.499)	-0.196*** (-4.498)
Prijs	In € per huishouden per jaar	-0.013*** (-34.843)	-0.013*** (-33.837)	-0.013*** (-33.816)
Geslacht	Dummy; 1=vrouw		0.508*** (-3.122)	-0.506*** (-3.079)
Inkomen	In € per huishouden per maand		0.00015** (2.191)	0.00016** (2.249)
Leeftijd * soortenrijkdom			-0.00480*** (-2.688)	-0.0050*** (-2.790)
Lidmaatschap	Dummy: 1=lid van natuur- of milieuorganisatie		1.440*** (6.653)	1.383*** (6.385)
Fietsen	Dummy: 1=fietsers			0.449*** (2.774)
Typische diersoorten (belang als landschaps-kenmerk) * soortenrijkdom	Dummy: 1= (zeer) belangrijk			0.152*** (2.841)
Sigma		-2.985***	-2.923***	-2.923
Aantal observaties		11284	10273	10273
Loglikelihood		9865	8884	8873

N.B. De asterixen geven de significantie weer: ***, **, * = Significantieniveau 1,5,10%.
Tussen haakjes staan de t-waarden (coefficient/standaard fout).

→ Model 1: enkel attributen

Het eerste model ziet er als volgt uit:

$$U = \beta_1 \cdot \text{pioniersvegetatie} + \beta_2 \cdot \text{slik en schor} + \beta_3 \cdot \text{graslanden} + \beta_4 \cdot \text{bos} + \beta_5 \cdot \text{open water, riet en moeras} + \beta_6 \cdot \text{heide en landduinen} + \beta_7 \cdot \text{omvang} + \beta_8 \cdot \text{soortenrijkdom} + \beta_9 \cdot \text{aanwezigheid wandel- of fietspaden} + \beta_{10} \cdot \text{afstand} + \beta_{11} \cdot \text{bebouwing} + \beta_{12} \cdot \text{industrie} + \beta_{13} \cdot \text{natuur} + \beta_{14} \cdot \text{prijs}.$$

Hierbij zijn de beta's β de coëfficiënten van de variabelen. De beta's die voor elk type natuur worden geschat geven weer wat het belang is van de kenmerken van dat type natuur in het algemeen, voor zover die zijn opgenomen in de studie als attribuut. Alle attributen van het keuze-experiment zien we terugkomen in de nutsfunctie U. Voor de attributen omvang, afstand en prijs nemen we de waarden van de attribuutniveaus op.

Voor de categorische attributen soortenrijkdom, aanwezigheid van wandel- en fietspaden en omgeving nemen we dummy-variabelen op. Deze dummy-variabelen hebben de waarde 1 bij respectievelijk hoge soortenrijkdom, aanwezigheid van wandel- en fietspaden, een omgeving met bebouwing, met industrie of met natuur. Deze dummy-variabelen moeten worden geïnterpreteerd ten opzichte van het huidige niveau dat niet is opgenomen zijnde lage soortenrijkdom, geen paden aanwezig, een omgeving met agrarisch landschap.

Het model en alle variabelen in het model zijn significant en hebben het teken (positief of negatief) zoals op basis van de theorie wordt verwacht. Dit ondersteunt de validiteit van de resultaten. De significantie van de sigma coëfficiënt geeft weer dat er, zoals we verwacht hadden, correlatie is in de onverklaarde variantie van de hypothetische alternatieven vergeleken met de status-quo. Dit wil zeggen dat mensen anders naar de bestaande status-quo situatie kijken, dan naar de twee hypothetische scenario's. Hiervoor wordt in het model gecorrigeerd.

Allereerst kijken we naar de coëfficiënten van de **natuurtypen**. Hierbij valt op dat de coëfficiënt van bos significant hoger is dan voor andere natuurtypen: mensen hebben een sterkere voorkeur voor bos dan voor andere typen. Voor graslanden en heide- en duinlandschappen is de voorkeur lager dan voor bos en nauwelijks hoger dan voor open water, riet en moerassen. De verschillen tussen de typen in de groep graslanden, open water, riet en moerassen, en heide en landduin zijn niet significant. Ook de verschillen tussen slikken en schorren en pioniersvegetatie zijn niet significant; aan deze twee typen wordt door respondenten geen verschillende waarde toegekend. Slikken en schorren en pioniersvegetatie hebben de minste voorkeur van de respondenten. Deze laatste twee typen zijn ook het minst bekend bij de respondenten. Uit eerder onderzoek is eveneens gebleken dat mensen bekendere typen uit de eigen regio vaak aantrekkelijker vinden dan onbekendere typen (Reneman e.a., 1999).

De **omvang** van een nieuw natuurlandschap heeft een positief effect: grotere gebieden worden hoger gewaardeerd dan kleinere. In de analyse hebben we ook gekeken of dit verband niet-lineair was, bijvoorbeeld exponentieel of kwadratisch, maar een lineair verband tussen omvang en BTB geeft de beste modelresultaten.

Als er een hoge **soortenrijkdom** aanwezig is, willen de bevroagden extra betalen in vergelijking met gebieden waar dat niet zo is.

Toegankelijkheid heeft een sterker effect dan omvang, afstand en omgeving, maar is niet dominant (doorslaggevend van aard). Respondenten zijn ook bereid om te betalen voor landschappen die niet toegankelijk zijn om te fietsen of te wandelen. Dit geeft aan dat de aanleg van nieuwe natuur ook niet-gebruikswaarde kan genereren.

De **afstand** is negatief van invloed op de keuzes: naarmate een gebied verder weg ligt, wordt het lager gewaardeerd. Dit betekent dat het van groot belang is om bij het bepalen van de totale baten die voortkomen uit de aanleg van nieuwe natuurlandschappen op basis van de betalingsbereidheid van huishoudens de afstand van het gebied tot de belanghebbende huishoudens in acht te nemen. Ook hier hebben we gekeken of dit verband niet-lineair was, maar een lineair verband tussen afstand en BTB geeft de beste modelresultaten.

Ook de **omgeving** waarin het natuurgebied wordt aangelegd is van belang. Als basis voor vergelijking is hier een landbouwomgeving genomen. Mensen hechten extra waarde aan natuurlandschappen in een omgeving van natuur of van bebouwing. Natuur in een industriële omgeving wordt echter lager gewaardeerd dan wanneer het in een agrarische omgeving ligt.

In de analyse hebben we ook gekeken in hoeverre de waardering voor de attributen specifiek is voor bepaalde typen natuur. Bijvoorbeeld: zijn mensen meer bereid te betalen voor de toegankelijkheid van bossen dan van slikken en schorren? Voor geen van de attributen vinden we type-specifieke waarden. Ook hebben we gekeken of er een niet-lineair verband bestaat tussen afstand en omvang: zijn mensen bereid meer te betalen voor een klein gebied als dit dichtbij ligt dan wanneer dit verder weg ligt in een sterkere mate dan het lineaire afstandseffect aangeeft? Uit onze gegevens komt een dergelijk verband niet naar voren.

→ **Model 2: attributen en sociaaldemografische factoren**

In het tweede model wordt rekening gehouden met verschillende sociaaldemografische factoren, zoals inkomen, opleiding, werkzame status en lidmaatschap van natuurbeschermings- en milieuorganisaties. Uit de analyse komt naar voren dat inkomen significant van invloed is op de keuzes die mensen maken. Naarmate men meer verdient, is men bereid meer te betalen voor alle typen natuur. Omdat er sterke theoretische verwachtingen zijn van het verband tussen inkomen en betalingsbereidheid, is dit ook een belangrijke indicator voor de validiteit van ons onderzoek.

We vinden ook een significant verschil tussen mannen en vrouwen. Vrouwen zijn minder geneigd om een alternatief te kiezen en hebben een lagere betalingsbereidheid voor de verschillende typen natuur. Leeftijd is negatief van invloed op het attribuut soortenrijkdom. Voor oudere respondenten speelt soortenrijkdom een minder sterke rol dan voor jongeren; ouderen lijken hier minder waarde aan te hechten.

Tot slot blijkt dat leden van een milieu- of natuurbeschermingsorganisatie vaker voor één van de alternatieven kiezen en dus een sterkere voorkeur hebben voor de aanleg van nieuw natuurlandschap. Verdere analyse van deze parameter leert ons dat respondenten die lid zijn van een organisatie die zich specifiek bezig houdt met het verwerven en beheren van natuurlandschap, zoals Natuurpunt, een iets grotere betalingsbereidheid hebben dan respondenten die lid zijn van een meer algemene milieubeschermingsorganisatie zoals Greenpeace, GAIA,... Omdat we geen landelijke informatie hebben over wie van welke organisatie lid is, hebben we deze beide groepen in het model als één groep beschouwd.

Het tweede model ziet er dan als volgt uit:

$$U = \beta_1 * \text{pioniersvegetatie} + \beta_2 * \text{slik en schor} + \beta_3 * \text{graslanden} + \beta_4 * \text{bos} + \beta_5 * \text{open water, riet en moeras} + \beta_6 * \text{heide en landduinen} + \beta_7 * \text{omvang} + \beta_8 * \text{soortenrijkdom} + \beta_9 * \text{aanwezigheid wandel- of fietspaden} + \beta_{10} * \text{afstand} + \beta_{11} * \text{bebouwing} + \beta_{12} * \text{industrie} + \beta_{13} * \text{natuur} + \beta_{14} * \text{prijs} + \beta_{15} * \text{geslacht} + \beta_{16} * \text{inkomen} + \beta_{17} * \text{leeftijd} * \text{soortenrijkdom} + \beta_{18} * \text{lidmaatschap}$$

In de analyse hebben we ook gekeken in hoeverre de schaarste van natuur in de omgeving van de respondent van invloed is op zijn/haar waardering. Hiervoor is door VITO in het kader van NARA-S 2009 een indicator ontwikkeld die de beschikbare groene ruimte per inwoner in een straal van 10 kilometer van de gemeente berekent. Voor deze studie is die aangepast aan de natuurtypes zoals in hoofdstuk 2 gedefinieerd. Naast deze natuurtypes zijn ook parken en agrarisch landschap met natuurwaarden hierin vervat. De indicator voor de hoeveelheid groene ruimte in de omgeving van de respondent komt niet significant naar voren uit dit onderzoek. Verdere verfijning van de indicator is nodig om te kijken of de schaarste van groene ruimte bijvoorbeeld per type natuur significant van invloed is op de perceptie van respondenten.

→ **Model 3: attributen, sociaaldemografische factoren en perceptie**

Op basis van de verzamelde gegevens uit het eerste en tweede luik van de bevraging, wordt in het derde model ook rekening gehouden met de perceptie van respondenten (hoe mensen tegen natuurlandschappen aankijken en hoe ze er gebruik van maken). Dit model controleert voor het belang dat wordt gehecht aan bepaalde landschapskenmerken en het type recreatie dat de respondent verkiest.

Het derde model ziet er dan als volgt uit:

$$U = \beta_1 * \text{pioniersvegetatie} + \beta_2 * \text{slik en schor} + \beta_3 * \text{graslanden} + \beta_4 * \text{bos} + \beta_5 * \text{open water, riet en moeras} + \beta_6 * \text{heide en landduinen} + \beta_7 * \text{omvang} + \beta_8 * \text{soortenrijkdom} + \beta_9 * \text{aanwezigheid wandel- of fietspaden} + \beta_{10} * \text{afstand} + \beta_{11} * \text{bebouwing} + \beta_{12} * \text{industrie} + \beta_{13} * \text{natuur} + \beta_{14} * \text{prijs} + \beta_{15} * \text{geslacht} + \beta_{16} * \text{inkomen} + \beta_{17} * \text{leeftijd} * \text{soortenrijkdom} + \beta_{18} * \text{lidmaatschap} + \beta_{19} * \text{fietsen} + \beta_{20} * \text{typische diersoorten} * \text{soortenrijkdom}$$

Het soort recreatie dat mensen beoefenen is van invloed op de betalingsbereidheid van respondenten. Respondenten die regelmatig fietsen zijn bereid om meer te betalen dan mensen die niet recreëren of andere vormen van recreatie beoefenen. De verschillen tussen recreanten is ook naar voren gekomen in eerdere studies naar de aantrekkelijkheid van natuurlandschappen, zoals Reneman et al. (1999). In hoeverre mensen bekend of vertrouwd zijn met een type landschap, dit bezoeken of meer van een bepaald type in hun omgeving wensen, heeft weer geen significant effect op de keuze die zij maken in het experiment.

Ook blijkt dat mensen die het (heel) belangrijk vinden dat er bepaalde dieren voorkomen in een landschap meer waarde hechten aan het attribuut soortenrijkdom in het keuze-experiment. De overige kenmerken komen niet significant uit het onderzoek naar voren. Hoewel de twee extra variabelen in model 3 ervoor zorgen dat model 3 een betere statistische fit geeft, raden wij aan in de toepassing model 2 te gebruiken. De verbetering is weliswaar significant, maar niet zo groot en bovendien zijn er voor de variabelen van model 3 geen secundaire databronnen beschikbaar, hetgeen toepassing zonder verdere gegevensverzameling onmogelijk maakt.

We raden aan om model twee te gebruiken. Model 2 houdt rekening met sociaaldemografische factoren en geeft een betere schatting van de resultaten dan model 1. Voor de variabelen in model 2 zijn secundaire bronnen beschikbaar zodat dit model gemakkelijker kan ingezet worden voor gebruik op verschillende locaties. Model 3 is niet toepasbaar zonder verdere gegevensverzameling.

5.5.4 Keuze-experiment: economische waarden en waarderingfuncties

Op basis van de modeluitkomsten kan vervolgens de betalingsbereidheid voor elk van de attributen worden bepaald. Dit wordt gedaan door de coëfficiënt van het betreffende attribuut te delen door (-1 maal) de coëfficiënt van het prijsattribuut. Bijvoorbeeld voor model 1 op basis van tabel 6:

$$\text{BTB}(\text{pioniersvegetatie}) = \beta(\text{pioniersvegetatie}) / (-1 * \beta(\text{prijs})) = 1.546 / (-1 * -0.013) = \text{€}119$$

Tabel 7 geeft de BTB-waarden weer, in euro per huishouden per jaar. Deze BTB-waarden moeten worden geïnterpreteerd ten opzichte van een landschap met akkers en weilanden zonder natuur- of landschappelijke waarde, met lage soortenrijkdom, zonder wandel- en fietspaden en gelegen in een agrarische omgeving.

Voor model 2 zijn eerst de directe waarden van alle significante effecten van het model opgenomen: zo is er bijv. een aparte waarde voor soortenrijkdom en voor het effect van leeftijd samen met soortenrijkdom opgenomen. Deze waarden worden gebruikt om de waarderingfunctie op te stellen. Vervolgens hebben we deze waarderingfunctie toegepast op de respondenten van onze steekproef.

De verschillen tussen model 1 en model 2 in de BTB-waarden zijn niet erg groot. Alleen de soortenrijkdom krijgt een hogere waarde toegekend, maar de toepassing (kolom 4 van tabel 7) laat zien dat wanneer rekening wordt gehouden met de leeftijd in de sample, de gemiddelde BTB-waarde voor soortenrijkdom ongeveer gelijk is aan die van model 1. De directe waarden van de natuurtypen in model 2 lijken weliswaar lager, maar het effect van het inkomen van de bevolking en het % leden van een natuur- en milieuvereniging moet dan nog meegerekend worden bij de berekening van de totale BTB voor elk type natuur. Er komt dus voor elk type nog een bedrag bij van € 0.01 * het netto inkomen per huishouden en €108 * het % leden. De rangorde van de natuurtypes wijzigt licht: pioniervegetatie en graslanden ruilen van plaats. Een mogelijke verklaring hiervoor is dat respondenten die lid zijn van een natuur- of milieuorganisatie andere preferenties hebben voor de meeste typen natuur, behalve voor pioniervegetatie. Het effect is sterker bij graslanden.

tabel 7: betalingsbereidheid voor de attributen in euro per huishouden per jaar

Attribuut	BTB in euro per huishouden per jaar (€/hh.j)		Voorbeeld: BTB in euro o.b.v. model 2 & steekproef- gemiddelden ¹
	Model 1	Model 2	
Pioniervegetatie	€ 119 (€103,€134)	€ 122 (€93,€152)	€155
Slik en schor	€ 117 (€101,€133)	€ 93 (€64,€122)	€160
Graslanden	€ 158 (€142,€174)	€ 92 (€62,€121)	€159
Bossen	€ 182 (€166,€199)	€ 157 (€128,€187)	€224
Open water, riet en moeras	€ 146 (130,€162)	€ 133 (€104,€162)	€200
Heide en duin	€ 159 (€143,€174)	€ 133 (€104,€163)	€200
Grootte (hectare)	€ 0.05 (€0,02,€0,09)	€ 0.05 (€0,02, €0,09)	€ 0.05
Soortenrijkdom	€ 12 (€8,€15)	€ 28 (€16, €41)	€ 11
Toegang	€ 34 (€30,€38)	€ 34 (€30, €38)	€ 34
Afstand (kilometer)	- € 0.62 (-€0,78,-€0,48)	- € 0.63 (-€0,78, -€0,48)	- € 0.63
Omgeving: Natuur	€ 10 (€3,€16)	€ 8 (€2, €14)	€ 8
Omgeving: bebouwing	€ 8 (€2,€14)	€ 8 (€1, €14)	€ 8
Omgeving: industrie	- € 15 (-€21, -€9)	- € 15 (-€21, -€8)	- € 15
Leeftijd (jaren) * soortenrijkdom		- € 0,36 (-€0,63, €0,10)	
Inkomen (Netto, Euro per huishouden per jaar)		€ 0.01 (-€0,002, €0,022)	
Geslacht (1=vrouw)		- €37 (-€61, -€13)	
Lid natuur- of milieu- organisatie (1=lid)		€ 108 (€75, €141)	
De getallen geven de gemiddelde BTB-waarden per huishouden in euro per jaar weer. De getallen tussen haakjes zijn de onder- en bovenwaarde van het 95% betrouwbaarheidsinterval.			
¹ N.B. De BTB-waarden voor de natuurtypen van model 2* zijn berekend op basis van de steekproefgemiddelden: leeftijd=48; inkomen=€ 2250; geslacht=44,5% vrouw, lidmaatschap: 41%.			

Op basis van de bovenstaande BTB cijfers ziet een waarderingfunctie voor natuurlandschappen er als volgt uit:

BTB (model 1) = 119 * pioniervegetatie + 117 * slikken en schorren + 158 * graslanden + 182 * bossen + 146 * open water, riet en moeras + 159 * heide en landduinen + 0,05 * omvang in hectare + 12 * hoge soortenrijkdom + 34 * aanwezigheid wandel- en fietspaden - 0,62 * afstand in kilometer + 10 * natuurlijke omgeving + 8 * bebouwde omgeving - 15 * industriële omgeving.

Bij de toepassing van deze waarderingsfunctie wordt een 1 ingevuld voor die factoren die van toepassing zijn op het nieuwe natuurlandschap; de overige factoren krijgen de waarde nul. De afstand en grootte vormen hierop een uitzondering. Voor de grootte moet het aantal hectare worden ingevuld. Voor de afstand moet in theorie per belanghebbende de afstand van het plan tot de woonplaats worden ingevuld. In praktijk volstaat een pragmatische benadering en wordt gerekend met de afstand van het plan tot het centrum van de gemeente.

Wanneer rekening gehouden kan worden met het inkomen, het geslacht en de leeftijd van de bevolking en het percentage dat lid is van een natuur- of milieuvereniging ziet de waarderingsfunctie er als volgt uit:

BTB (model 2) = $122 * \text{pioniervegetatie} + 93 * \text{slikken en schorren} + 92 * \text{graslanden} + 157 * \text{bossen} + 133 * \text{open water, riet en moeras} + 133 * \text{heide en landduinen} + 0,05 * \text{omvang in hectare} + 28 * \text{hoge soortenrijkdom} + 34 * \text{aanwezigheid wandel- en fietspaden} - 0,63 * \text{afstand in kilometer} + 8 * \text{natuurlijke omgeving} + 8 * \text{bebouwde omgeving} - 15 * \text{industriële omgeving} - 0,36 * \text{hoge soortenrijkdom} * \text{leeftijd} + 0,01 * \text{inkomen} - 37 * \% \text{ vrouwen} + 108 * \% \text{ lidmaatschap}$.

Hierbij wordt gebruik gemaakt van de derde kolom van tabel 7. Opnieuw wordt een 1 ingevuld voor die karakteristieken die van toepassing zijn op het nieuwe natuurlandschap. Daarnaast wordt rekening gehouden met het netto inkomen (in € per huishouden per jaar), de leeftijd, het percentage vrouwen van de bevolking en het % leden van milieu- en natuurorganisaties.

Dit tweede model heeft de voorkeur. De vierde kolom van tabel 7 is een rekenvoorbeeld van deze waarderingsfunctie op basis van de steekproefgemiddelden.

Hoewel we deze waarderingsfuncties zo generiek en algemeen bruikbaar mogelijk hebben getracht op te stellen, geeft de toepassing van deze waarderingsfuncties op gebieden die kleiner zijn dan 10 hectare of groter dan 200 hectare minder betrouwbare resultaten. Ook voor het berekenen van de betalingsbereidheid van inwoners die meer dan 50 kilometer van het nieuwe natuurlandschap af wonen, geven deze functies minder betrouwbare resultaten. De achterliggende reden hiervoor is dat de resultaten van keuze-experimenten slechts van toepassing zijn op de "ruimte" die door de attributen wordt gedekt. In dit geval dekt het attribuut omvang de ruimte van 10 tot 200 hectare, en het attribuut afstand reikt tot 50 kilometer.

Voor plannen waarvan de totale bijkomende oppervlakte natuurlandschap groter is dan 200 ha, is in de handleiding een pragmatische aanpak uitgewerkt.

5.5.5 Betalingsbereidheid voor bepaalde scenario's

Ter illustratie van de toepassing van de waarderingsfuncties geven wij hier de betalingsbereidheid weer van 2 verschillende scenario's op basis van model 1. Hierbij laten we zien wat de invloed is van de afstand, maar laten we de sociaaldemografische effecten even buiten beschouwing.

In het eerste fictieve scenario wordt er een bos aangelegd ter grootte van 100 hectare in een landbouwgebied. Het bos is toegankelijk voor recreanten en het heeft een lage soortenrijkdom.

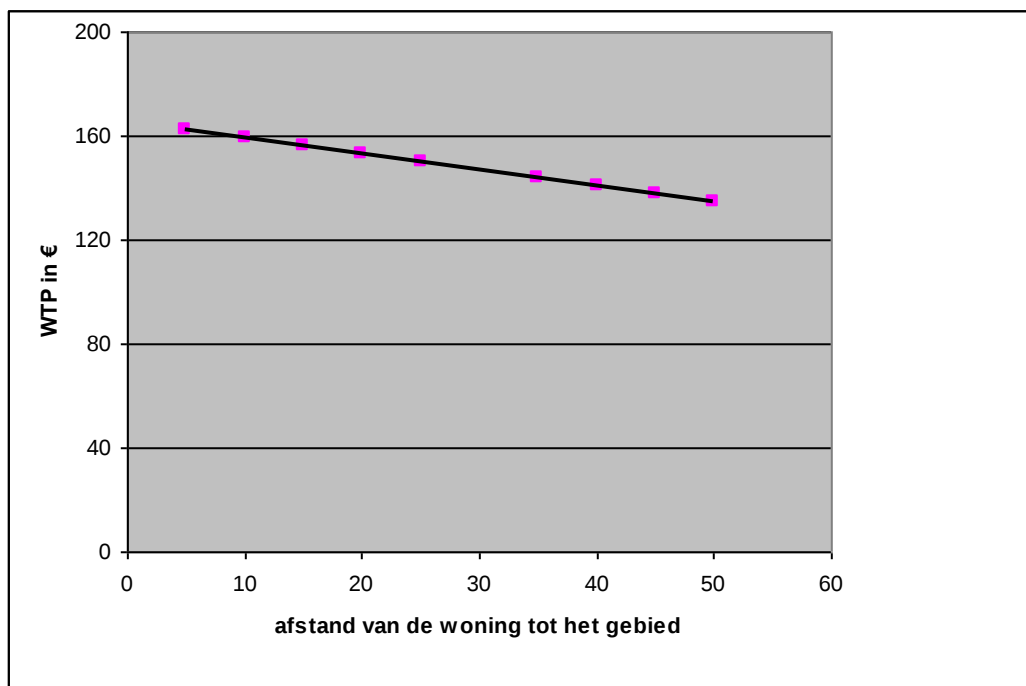
Het tweede fictieve scenario betreft de aanleg van een moeras ter grootte van 50 hectare in een natuurlijke omgeving. Het moeras is toegankelijk en heeft een hoge soortenrijkdom.

tabel 8: betalingsbereidheid voor 2 fictieve scenario's per afstandstratum

	Scenario 1			Scenario 2		
	5 km	25 km	50 km	5 km	25 km	50 km
BTB per jaar per huishouden	€ 218	€ 206	€ 190	€ 197	€ 185	€ 170

Uit tabel 8 blijkt dat afstand van invloed is op de betalingsbereidheid van inwoners. Voor het eerste scenario zijn huishoudens op 5 kilometer bereid om €218 per jaar te betalen, maar inwoners die op 50 kilometer afstand wonen hebben een betalingsbereidheid van €190. Voor het tweede scenario geldt uiteraard eenzelfde patroon.

Wanneer deze waarderingsfuncties moeten worden gebruikt voor de berekening van de totale betalingsbereidheid van de belanghebbende bevolking, is het dus van belang om te bepalen op welke afstand van het plan elk huishouden woont. figuur 11 illustreert de invloed van de variabele afstand op de betalingsbereidheid.



figuur 11: invloed van afstand op de betalingsbereidheid

Voor alle duidelijkheid: ook deze resultaten moeten weer worden geïnterpreteerd als de waardering van een verandering ten opzichte van de huidige status-quo. De status-quo is gedefinieerd als een landschap met akkers en weilanden, met lage soortenrijkdom, geen wandel- en fietspaden aanwezig in het gebied en gelegen in een agrarische omgeving. Wanneer er sprake is van een andere status-quo, bijvoorbeeld waarbij er een hoge soortenrijkdom is, dan zal bij de aanleg van een nieuw gebied met eveneens een hoge soortenrijkdom, geen verandering in dit attribuut plaatsvinden. Voor attributen die gelijk blijven, vindt er geen welvaartsverandering plaats. Deze attributen kunnen in de waarderingsfunctie dan op 0 (nul) worden gezet. De handleiding die bij dit rapport hoort gaat uitgebreid in op de toepassing van deze waarderingsfuncties.

Wanneer de berekening van de totale BTB wordt gedaan op basis van de waarderingsfunctie inclusief sociaal demografische factoren is het aan te raden om voor deze factoren zoveel mogelijk gedissaggregeerde geografische data te gebruiken. Hiermee wordt bedoeld dat leeftijd- en inkomensgegevens best op het niveau van statistische sectoren, of anders op gemeentelijk niveau, kunnen worden verzameld en toegepast. Alleen wanneer die niet voorhanden zijn, kunnen ook provinciale of desnoods nationale gegevens worden gebruikt, maar dit levert minder betrouwbare resultaten op.

5.5.6 Transfereerbaarheid van de waarden tussen de drie regio's

De transfereerbaarheid van de waarden is een belangrijk aandachtspunt binnen deze studie. Het gaat er hierbij om de vraag te beantwoorden in hoeverre de waarden die verkregen worden in het ene studiegebied kunnen worden toegepast op andere studiegebieden zonder daarbij aan betrouwbaarheid en validiteit in te boeten. Dit inzicht is van belang om te kijken of gebruik kan worden gemaakt van de BTB-waarden van bestaande studies, eventueel met correctie voor factoren waarin de studiegebieden van elkaar verschillen. Het laatste is uiteraard alleen mogelijk als (1) het effect van deze factoren naar voren komt in de originele studie, en (2) als secundaire gegevens beschikbaar zijn in het gebied waarop de bestaande studie nu moet worden toegepast. Model 3 laten we bij deze stap dan ook buiten beschouwing, omdat voor perceptiefactoren geen secundaire data beschikbaar zijn.

Om de transfereerbaarheid van de modellen te evalueren, kijken we bij elk model in hoeverre de uitkomsten (de coëfficiënten van de variabelen) verschillen tussen de drie studiegebieden Antwerpen, Oost-Vlaanderen en West-Vlaanderen. Dit is gedaan door alle variabelen uit de modellen te vermenigvuldigen met een dummy variabele voor de regio's Antwerpen en West-Vlaanderen; Oost-Vlaanderen is gebruikt als basis.

Uit het model met alleen attributen (model 1) komen geen verschillen tussen de drie regio's naar voren. Wanneer ook rekening wordt gehouden met sociaaldemografische verschillen tussen de regio's (model 2), komen er wel verschillen naar voren, maar alleen voor West-Vlaanderen (in vergelijking met Oost-Vlaanderen). In de regio West-Vlaanderen is de waardering voor de omgeving met natuur, bebouwing of industrie significant lager dan in de andere twee regio's. West-Vlamingen hechten nauwelijks positieve waarde aan een natuurlijke omgeving (in vergelijking met een landbouwomgeving), en hun BTB daalt wanneer deze in bebouwing (-€2) of industriegebied (- €23) wordt aangelegd. Dit is waarschijnlijk te verklaren door de grote aanwezigheid van open ruimte/landbouwgebieden in West-Vlaanderen en de afwezigheid van industrie in het West-Vlaamse deel van het studiegebied waardoor dit negatiever wordt gewaardeerd dan bij de beide andere streken die veel meer bebouwd en geïndustrialiseerd zijn.

Voor alle overige attributen komt geen verschil in waardering tussen de drie regio's naar voren. Dit zou betekenen dat deze variabelen hetzelfde effect hebben in de drie

regio's en dat hun waarden in alle drie de regio's van toepassing zijn. Aangezien er zo weinig verschillen statistisch significant zijn in het globale model, is ons advies om de algemene waarderingsfunctie te hanteren zoals gepresenteerd in 5.5.4.

Om de transfereerfout te berekenen schatten we vervolgens voor elke regio apart de BTB in volgens model 1 en 2. Van elk van de drie bovenstaande regio's berekenen we vervolgens de transfereerfout van de 2 scenario's zoals die ook in 5.5.5. zijn gebruikt. In het eerste fictieve scenario wordt er een bos aangelegd ter grootte van 100 hectare in een landbouwgebied. Het bos is toegankelijk voor recreanten en heeft een lage soortenrijkdom. Het tweede fictieve scenario betreft de aanleg van een moeras ter grootte van 50 hectare in een natuurlijke omgeving. Het moeras is toegankelijk en heeft een hoge soortenrijkdom.

De transfereerfout is het percentuele verschil tussen de schattingen van de betalingsbereidheid zoals gemeten in die regio zelf (werkelijke waarde) en de betalingsbereidheid zoals met de gegevens van een andere regio zou worden bepaald (voorspelde waarde):

Transfereerfout = $((\text{voorspelde waarde} - \text{werkelijke waarde}) / \text{werkelijke waarde}) * 100\%$

Wanneer de waarderingsfunctie zonder de sociaaldemografische data wordt gebruikt (BTB(1)) dan wordt de voorspelde waarde simpelweg berekend door de functie van regio A in te vullen voor het betreffende scenario. De uitkomst wordt dan vergeleken met de werkelijke waarde van dat scenario in regio B om zo de transfereerfout van regio A naar regio B te berekenen. Wanneer ook sociaaldemografische factoren worden meegenomen, dan wordt de functie BTB(2) van regio A gebruikt en worden bij de sociaaldemografische factoren de data van regio B ingevuld (gemiddeld inkomen, leeftijd, % vrouwen).

Door dit voor model 1 en 2 te berekenen, laten we zien in hoeverre deze transfereerfout verandert als rekening wordt gehouden met sociaaldemografische data. Hiervoor is gebruik gemaakt van de volgende gemiddelde inkomens van de regio's, gebaseerd op belastingaangiften van de FOD economie (aangiftejaar 2006):

- Antwerpen & Brabant: €2135 per huishouden per maand
- West-Vlaanderen: €1901 per huishouden per maand
- Oost-Vlaanderen: €2013 per huishouden per maand.

Voor de gemiddelde leeftijd zijn we uitgegaan van 48 jaar en voor de gemiddelde man-vrouw verhouding 50%-50%. Voor deze variabelen veronderstellen wij dat er geen verschil is tussen de regio's. Verder gingen we ervan uit dat de bewoners op 5 kilometer afstand van de nieuwe gebieden wonen.

De volgende tabellen geven een overzicht van de procentuele transfereerfouten die worden veroorzaakt wanneer de functie van de ene regio wordt gebruikt voor de andere regio's. Voor beide scenario's berekenen we zowel BTB(1) als BTB(2), ofwel de BTB zonder en met controle voor verschillen in sociaal-demografische factoren.

tabel 9: procentuele transfereerfouten voor scenario 1 op basis van de BTB (1) functies

Scen. 1	Naar			Naar			Naar	
Van	WV	OV	Van	A&B	OV	Van	A&B	WV
A&B	19	29	WV	-16	8	OV	-23	-8

tabel 10: procentuele transfereerfouten voor scenario 2 op basis van de BTB (1) functies

Scen. 2	Naar			Naar			Naar	
Van	WV	OV	Van	A&B	OV	Van	A&B	WV
A&B	26	20	WV	-21	-5	OV	-17	5

tabel 11: procentuele transfereerfouten voor scenario 1 op basis van de BTB (2) functies

Scen. 1	Naar			Naar			Naar	
Van	WV	OV	Van	A&B	OV	Van	A&B	WV
A&B	40	29	WV	-29	-8	OV	-22	7

tabel 12: procentuele transfereerfouten voor scenario 2 op basis van de BTB (2) functies

Scen. 2	Naar			Naar			Naar	
Van	WV	OV	Van	A&B	OV	Van	A&B	WV
A&B	30	30	WV	-23	1	OV	-22	-2

Uit de bovenstaande tabellen blijkt dat de waarden weinig verschillen tussen West en Oost-Vlaanderen. Dit betekent dat de toepassing van de waarderingsfuncties van West-Vlaanderen op de regio Oost-Vlaanderen (en omgekeerd) slechts kleine fouten geeft. De hogere transfereerfouten voor transfers van en naar de regio Antwerpen & Brabant worden met name veroorzaakt door de hogere waarden van de verschillende natuurtypen en de insignificantie van het effect van geslacht in die regio. Het controleren voor verschillen in sociaaldemografische factoren tussen de regio's levert nauwelijks lagere transfereerfouten op. Dit komt mede doordat in de modellen die hier zijn geschat geslacht, inkomen en leeftijd niet in alle regio's significant zijn, de inkomensverschillen tussen de regio's niet groot zijn en het effect van inkomen op de betalingsbereidheid niet groot is. De reden voor deze verschillen is waarschijnlijk dat in de indeling van de respondenten per regio veel meer het effect terug te vinden is van ontbrekende data bij het invullen van de enquête.

Welke transfereerfout acceptabel is hangt af van de toepassing, het doel van de transferexercitie en de acceptatie van de foutenmarge indien reeds beschikbare waarden worden gebruikt door beleidsmakers. Navrud en Pruckner (1997) stellen dat bij beleidskeuzes die een grote nauwkeurigheid behoeven de transfereerfouten laag moeten zijn: de hoogste nauwkeurigheid is nodig bij de berekening van milieuschade (natural resource damage assessment) en compensatieberekeningen, iets lager bij 'green accounting', nog iets lager bij milieukostenberekeningen en de relatief laagste nauwkeurigheid is vereist bij kostenbatenanalyse.

In het algemeen geldt als vuistregel dat in de beleidsformuleringsfase de foutenmarge in een (M)KBA op basis van kengetallen ter ondersteuning van nieuw of aanpassing van bestaand beleid kan oplopen tot wel 50-75%. Een stap verder in de beleidscyclus naar beleidsimplementatie gelden in het algemeen foutenmarges in KBA van rond de 25-30%. Tenslotte zijn acceptabele foutenmarges het kleinst in de uitvoeringsfase van het beleid. Bovengenoemde foutenmarges zijn in Nederland formeel vastgelegd in standaardprocedures voor kostencalculaties (Brouwer, 2005) en zouden eveneens als uitgangspunt kunnen dienen voor batenschattingen.

We kunnen concluderen dat de transfereerfouten van deze waarderingstudie erg klein zijn in vergelijking met wat in de internationale literatuur wordt gevonden. Een overzicht hiervan wordt bijvoorbeeld gegeven in Brouwer (2000). Echter, vergeleken met één van de weinige waarderingstudies in Nederland waarin gekeken is naar de transfereerbaarheid van de niet-marktwaarde van natuur en milieu, specifiek het behoud van biodiversiteit in landbouwgebieden (Brouwer en Spaninks, 1999), zijn de transfereerfouten in deze studie van dezelfde orde van grootte. Op basis van de geschatte waarderingfunctie in Brouwer en Spaninks is de range van transfereerfouten tussen Noord-Nederland en West-Nederland 22-40% vergeleken met 21-40% in deze studie tussen Antwerpen en West-Vlaanderen.

transfereerbaarheid

We stellen hier dat de globale waarderingfunctie kan getransfereerd worden naar gebieden binnen het studiegebied. Voor gebieden buiten het studiegebied kan ze ook gebruikt worden maar bestaat de mogelijkheid dat de transfereerfout hoger ligt (dit moet nog verder onderzocht worden). De nauwkeurigheid van de gegevens is vergelijkbaar met de nauwkeurigheid van de andere posten binnen MKBA's.

5.5.7 Gebruik van de waarderingfunctie voor bestaande natuurlandschappen.

De waarderingfunctie meet de BTB voor de aanleg van een nieuw natuurlandschap. Men kan deze functie ook gebruiken als een proxy voor de BTB voor het behoud van een bestaand natuurlandschap. Maar deze waarde zal waarschijnlijk verschillend zijn van de effectieve BTB voor het behoud van het bestaande natuurlandschap. Er is slechts weinig literatuur die deze twee waarden vergelijkt maar hieruit blijkt dat de BTB voor het behoud van een bestaand natuurlandschap meestal hoger ligt dan de BTB voor een nieuw natuurlandschap. Hieruit volgt dat het gebruik van de waarderingfunctie uit deze studie voor een bestaand natuurlandschap waarschijnlijk een onderschatting geeft van de waarde. Hiermee moet rekening worden gehouden bij de analyse. In het voorjaar van 2010 zal het consortium hier rond een vervolgonderzoek uitvoeren.

HOOFDSTUK 6 WAARDERING VAN DE PRODUCTIE- EN REGULERENDE DIENSTEN

6.1 Inleiding

Productiediensten bestaan uit de rechtstreekse levering van goederen aan de maatschappij zoals voedsel, drinkwater en bouwmaterialen. Deze kunnen we kwantificeren door te kijken naar wat de productie-opbrengst van natuurlandschappen is. Hierbij moeten we rekening houden met de mate waarin een natuurgebied kan geëxploiteerd worden en de mate dat de goederen in de huidige markt nog worden gebruikt (bijv. wilgentenen zijn niet meer zo populair als vroeger of de afgewerkte producten worden veel goedkoper ingekocht vanuit Azië). De mogelijke producten zijn zoute gewassen, riet, wilgentenen, hout, biomassa voor energie.

Regulerende diensten zijn gerelateerd aan ecosystemen die ecologische processen reguleren door biochemische transformaties. Regulerende diensten creëren de omstandigheden voor gezonde ecosystemen op verschillende schalen en staan zo samen in voor de leefbaarheid van de globale biosfeer aarde. Regulerende diensten kunnen enkel begrepen en gekwantificeerd worden indien men de onderliggende processen kent en kwantificeert. Hydrologische processen liggen ten grondslag van vele ecosysteemfuncties en zijn van groot belang. De complexiteit van ecohydrologische processen noopt ons tot abstractie.

Regulerende diensten zijn enkel die regulatiefuncties van ecosystemen die van direct belang zijn voor de mens (purificatie van water, lucht en bodem, bevruchting van gewassen, kwantiteit en timing van waterstromen, voorkomen van erosie, voorkomen van plagen en ziekten). Een niet-limitatieve lijst van regulerende diensten werd opgesteld door De Groot (2006) . Deze lijst is echter zeer algemeen en niet bruikbaar voor kwantificatie op landschapsschaal. Een selectie van regulerende diensten die van lokaal of regionaal belang zijn, zal in detail bekeken worden op procesniveau. Deze selectie dekt ons inziens de belangrijkste regulerende diensten waaraan bovendien voldoende wetenschappelijke onderbouwing kan gegeven worden.

De volgende regulerende diensten zullen worden besproken: nutriëntenverwijdering, klimaatregulatie, luchtzuivering, geluidsbufter, pollinatie en waterretentie.

6.2 Productiediensten

Een natuurlandschap levert rechtstreeks te vermarkten producten. In Vlaanderen zullen natuurlandschappen slechts een kleine bijdrage leveren tot productiediensten. Ze worden niet specifiek voor de productie van bijv. riet of hout beheerd. Anderzijds kunnen bij een duurzaam beheer de levering van goederen en natuurwaarde samengaan. Kwantificering en waardering van deze goederen is niet zo evident. We kunnen niet het volledige potentieel aan producten rekenen. Omdat de hoofddoelstelling van het gebied natuur/biodiversiteit is, moet men bepalen wat een evenwichtssituatie is tussen natuurwaarde en gebruik. Het is bijvoorbeeld een overschatting als we stellen dat een recreatiebos een zelfde opbrengst hout zal genereren per hectare als een productiebos. Men kan bijvoorbeeld de waarde van vis in een rivier berekenen aan de hand van de totale hoeveelheid vis die voortgebracht wordt, maar dit zou op termijn de ecosysteemdienst "vis" doen verdwijnen. Hoe hier mee omgegaan moet worden is nog een onopgelost vraagstuk binnen de waardering van ecosysteemdiensten (ESD). Voor Vlaanderen zijn weinig cijfers terug te vinden over hoeveel hout, riet ... wordt verwijderd uit natuurgebieden voor allerlei toepassingen.

Om deze producten te waarderen moet men de toegevoegde waarde van het product berekenen (marktprijs–productiekosten (oogsten, bewerken)). In Vlaanderen worden de goederen meestal op vrijwillige basis of zonder vergoeding uit het gebied gehaald bijv. riet, wat het inschatten van de productiekosten bemoeilijkt.

Een bijkomend probleem in het berekenen van de waarde van deze baten is het kleinschalige karakter van de markt voor sommige van deze producten. Door het meer voorhanden zijn van de producten gaat niet noodzakelijk de markt groeien (bijv. rieten daken; mandenmakers, ...).

Medegebruik van natuurlandschappen door landbouw (maaien; begrazing, zoute landbouw) en voor gebruik van biomassa voor energie kan wel een potentieel lokaal belang hebben. Hier zijn echter nauwelijks cijfers over.

Conclusie: De hoeveelheid van de goederen die uit natuurgebieden kan gehaald worden, als rekening wordt gehouden met biodiversiteit, is in de meeste gevallen verwaarloosbaar klein. Voor een groot deel van deze producten is de markt ook erg klein. Daarom veronderstellen we de waarde gelijk aan nul. Uitzondering hierop is hout, maar hier zijn geen gegevens voor handen over opbrengsten (hoeveelheden) en oogstkosten.

6.3 Regulerende diensten

6.3.1 Aanpak

In de eerste plaats werd een literatuurstudie uitgevoerd over verschillende regulerende diensten. Daarbij is het vooral belangrijk om inzicht te verkrijgen in de processen die achter de regulerende diensten zitten. De waaier van kengetallen uit de literatuur is immers heel breed en resultaten van specifieke (geval)studies zijn slechts toepasbaar onder specifieke omstandigheden. Het is daarom vooral van belang om resultaten te duiden in hun context.

Voor de meeste ecosysteemdiensten bestaan geen algemene kwantificatiemethoden. We trachten deze uit te werken op basis van de achterliggende processen. Drijvende factoren achter deze processen moeten meetbaar zijn of tenminste ingeschat worden vooraleer ze gebruikt kunnen worden in kwantificatiefuncties.

De belangrijkste factoren staan in dit hoofdstuk opgelijst en kunnen gebruikt worden om af te toetsen of een gebied al dan niet geschikt is om een bepaalde regulatiedienst te leveren. Men kan ook nagaan of bepaalde locatiealternatieven of ontwerpalternatieven van een inrichtingsproject potenties hebben om bepaalde regulerende functies te versterken. Om dit te kunnen heeft men wel bepaalde gegevens nodig over de gebieden. Deze gegevens zou men bijvoorbeeld reeds kunnen verzamelen in het kader van een project- of plan-MER.

Per regulatiedienst zal beschreven worden wat het onderliggende proces is, welke factoren hierin een rol spelen en hoe deze diensten zullen worden gekwantificeerd per natuurtype (waar mogelijk).

6.3.2 Toepassing

In de eerste plaats dient men dus na te gaan of er een vraag/noodzaak is aan bepaalde ecosysteemdiensten binnen de invloedsfeer van het plan. Bij een bestaand gebied kan op deze manier in kaart gebracht worden welke ecosysteemdiensten het potentieel kan leveren. In een tweede stap moet op basis van de vereiste abiotische en biotische randvoorwaarden bekeken worden welke ecosysteemdiensten effectief worden vervuld en welke eventueel verbeterd worden door een gericht beheer.

Bij de ontwerpalternatieven voor inrichting van nieuwe gebieden/compensatiegebieden kan men al rekening houden met de regulatiediensten en de randvoorwaarden die in dit rapport beschreven worden. In tweede instantie kan vervolgens nagegaan worden of de vereiste abiotische en biotische randvoorwaarden gerealiseerd worden binnen het plangebied.

De hydromorfologische en bodemkundige omstandigheden kunnen optimaal zijn voor bepaalde ESD, maar of deze effectief geleverd worden kan tevens afhangen van de vegetatie (ontwikkeling) en de vooropgestelde natuurdoelstellingen.

- Bijv. voedselarme zandgronden bieden kans om pollinatie te leveren door bloemrijke vegetatie (heide), maar als er een bos op staat is dat niet meer aan de orde.
- Bijv. bepaalde boomsoorten zijn meer of minder geschikt om fijn stof af te vangen.
- Bijv. een populierenbos verdampt meer dan een elzenbroekbos (bladoppervlak, productiviteit) en heeft dus minder potentie tot waterconservering.

6.3.3 Nitraatverwijdering door denitrificatie

→ **Proces**

Denitrificatie is het proces waarbij bacteriën nitraat omzetten in stikstof. De denitrificatie gebeurt door bepaalde bacteriën (denitrificeerders) die het nitraat gebruiken als energiebron, wanneer geen of weinig zuurstof aanwezig is. Denitrificatie is een essentieel proces voor de verwijdering van biologisch beschikbare stikstof uit natuurlijke en halfnatuurlijke ecosystemen. Denitrificatie vindt plaats wanneer er aan drie fundamentele voorwaarden voldaan wordt: nitraat is beschikbaar, er is een beperkte zuurstofconcentratie en er zijn elektronenacceptoren beschikbaar. Denitrificatie is enkel mogelijk indien deze voorafgegaan wordt door nitrificatie (de omzetting van ammoniak of organische stikstofverbindingen naar nitriet of nitraat). Een belangrijke bemerking is dat er voor nitrificatie (nitraatproductie) wel zuurstof aanwezig moet zijn, terwijl er voor denitrificatie slechts beperkt zuurstof aanwezig mag zijn (maximum 0,2 mg O₂/l). Denitrificatie vindt plaats in de meeste ecosystemen maar de mechanismen die eraan ten grondslag liggen kunnen verschillend zijn. Nitrificatie (zuurstofrijk milieu) en denitrificatie (zuurstofarm milieu) volgen elkaar dus op in tijd en/of ruimte. Denitrificatie gebeurt in microsites van goed gedraineerde bodems van bossen, graslanden en landbouwgronden, in gedeeltelijk tot volledig waterverzadigde bodems, in kwelgebieden, oeverzones, sedimenten van rivieren en meren, intertidale en subtidale sedimenten van estuaria enz.

→ **Beïnvloedende factoren**

De volgende factoren beïnvloeden de denitrificatiesnelheid:

- Bodemvochtgehalte
- Toevoer van nitraat
- Temperatuur
- Bodemtextuur
- Toevoer van koolstof
- Vegetatie
- Ruimtelijke variatie of structuurvariatie

Bodemvochtgehalte

Het bodemvochtgehalte heeft een grote invloed op de zuurstofdiffusie. Normaal treedt denitrificatie enkel op indien de bodem voor meer dan 60 % waterverzadigd is. De redox-potentiaal vormt een goede maat voor de graad van anaërobiose van de 'natte' bodem. Redoxpotentialen zijn een kwalitatieve maat voor de capaciteit van een ecosysteem om een substraat te oxideren of te reduceren. Bij daling van het zuurstofgehalte (bijv. door een grondwatertafelstijging) verlaagt de redoxpotentiaal. Verschillende chemische en biochemische processen kunnen het zuurstofgehalte en dus ook de redoxpotentiaal nog verder doen dalen waardoor de processen zichzelf in stand houden. Voor overstroomde bodems kunnen deze redoxpotentialen dalen tot - 300 mV indien de reductieprocessen voldoende intens zijn. Bij stijging van de redoxpotentiaal tot + 200mV zal het denitrificatieproces nagenoeg volledig stilvallen. De pH is sterk gerelateerd aan de redoxpotentiaal en heeft zodoende een invloed op de denitrificatiesnelheid (Van Cleemput 1996).

Toevoer van nitraat (NO₃⁻)

Nitraat kan aangevoerd worden door overstromingen met nitratrijk water, decompositie en mineralisatie van afgestorven vegetatie of aanvoer via ondiep nitratrijk (uitgespoeld) grondwater.

Temperatuur

Denitrificatie is sterk temperatuursafhankelijk. Er zijn verschillende families van bacteriën die kunnen denitrificeren en zowel voor temperaturen tussen 5 en 10 °C als voor temperaturen tussen 15 en 20 °C is er sterk verhoogde denitrificatie. De aanwezigheid van voldoende koolstof (C) zal van relatief groter belang zijn voor het denitrificatieproces bij lage temperaturen (Bouwman, 1996). Er zijn echter ook bacteriën die denitrificeren bij lagere temperaturen. Vooral in de winter zal de temperatuur de belangrijkste sturende variabele zijn.

Bodemtextuur

Bodems met een kleige structuur vertonen grote denitrificatieverliezen. Zandige bodems die goed gedraineerd zijn, hebben een zeer laag stikstofverlies via denitrificatie (maar spoelen mogelijk wel nitraat uit naar het grondwater).

Toevoer van koolstof (C)

Koolstof is de essentiële elektronendonor (C wordt omgezet naar CO_2). Aanvoer kan gebeuren via drijfvuil dat achterblijft op de oevers of van afgestorven vegetatie op de standplaats zelf.

Vegetatie

Begroeiing heeft enerzijds een negatieve invloed door competitie voor NO_3^- met de denitrificerende bacteriën tijdens de zomer en de herfst, maar anderzijds is de strooisellaag van de vegetatie een essentiële C-bron. De vegetatie kan zowel nitraat als ammonium (NH_4^+) opnemen (pH-afhankelijk) en zorgt voor actieve retentie en allocatie van nutriënten.

Ruimtelijke variatie/ structuurvariatie

Denitrificatie is sterk ruimtelijk gespreid, zowel aan het oppervlak als in de diepte. Het doet zich voornamelijk voor in anaerobe microsites die dicht bij de oever liggen. Het grootste deel van de nitrificatie gebeurt in de bovenste 10 cm van de bodem.

Denitrificatie wordt dus slechts marginaal bepaald door de vegetatie, maar gunstige omstandigheden voor denitrificatie gaan wel gepaard met natte standplaatscondities en de daarmee geassocieerde natuurtypen. In de volgende paragrafen geven we aan welke systemen denitrificeren en welke informatie beschikbaar is voor kwantificatie.

Er zijn drie belangrijke aspecten aan nitraatverwijdering: absolute verwijdering, relatieve verwijdering en het bufferend vermogen van een ecosysteem. De absolute verwijdering kan groot zijn bij een hoge hydraulische belasting en korte verblijftijden. Niet enkel de absolute verwijdering van stikstof is een ecosystemedienst maar ook de zuiveringsgraad (relatieve verwijdering) is van belang, zowel voor ecologie (nutriëntenarme ecosystemen hebben vaak een hoge biodiversiteit) als voor economie (proceswater industrie, drinkwaterbron). Een doorgedreven nitraatverwijdering vergt echter wel een langere verblijftijd. Ten slotte kan men ook het bufferend vermogen als een ecosystemedienst beschouwen. Een wetland met een lage debietsbelasting kan ondanks hoge schommelingen van de inkomende concentraties een vrij constante uitgaande concentratie bewerkstelligen. Bij systemen met een korte verblijftijd is dit niet het geval.

In dit rapport wordt vooral gekeken naar de absolute en relatieve verwijdering. Rond de bufferfunctie is momenteel nog te weinig informatie voorhanden om deze te waarderen. De bufferfunctie zou gewaardeerd kunnen worden voor specifieke gekende situaties waarbij er hoge pieken zijn van nitraatconcentratie in het aangevoerde water. In dit geval moet eigenlijk geweten zijn wat de (ecologische) kostprijs is van een bepaalde normoverschrijding indien men niet buffert. In principe zal er bij zuiver hydraulische retentie zonder zuivering een verlaagde kans zijn op overschrijdingen van de normen.

→ **Kwantificering van denitrificatie in ondiepe meren, moerassen, oeverzones en rivieren.**

Universele formule

Denitrificatie is een zeer variabel en heterogeen proces dat door vele factoren wordt bepaald. Een belangrijk aspect bij denitrificatie is voldoende tijd en contactoppervlakte voor denitrificatie.

Voor denitrificatie in ondiepe meren, moerassen en rivieren werd een universele formule opgesteld door Seitzinger, Harrison et al. (2006). Via een uitgebreide literatuurstudie stelden zij een exponentiële functie op waarbij de relatieve stikstofverwijdering gerelateerd werd aan de verblijftijd van nitraathoudend water of aan de verhouding tussen de diepte van de waterlaag en de verblijftijd (zie figuur 12):

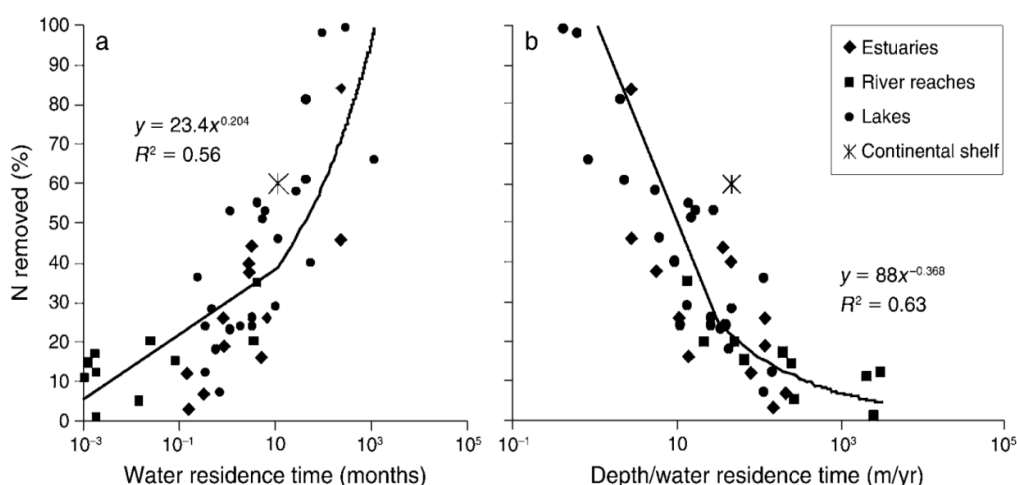
formule 1: % verwijdering = $23.4 * \text{verblijftijd (in maand)}^{0.204}$
 $R^2 = 0.56$

OF

formule 2: % verwijdering = $88 * ((\text{diepte (in m)}/\text{verblijftijd (in jaar)})^{-0.368})$
 $R^2 = 0.63$

Afhankelijk van de gegevens (verblijftijd, debiet, gemiddelde diepte, oppervlakte) kunnen één of beide vergelijkingen gebruikt worden. De eerste formule geeft een lagere inschatting voor ondiepe systemen en een hogere inschatting voor diepere systemen. De waterdiepte is begrensd op 3 m, omdat er vanaf die diepte kans is op (seizoenale) stratificatie. Op dat moment spelen er andere processen en is deze formule niet meer geldig. De tweede formule geeft relatief hogere denitrificatiewaarden per oppervlakte-eenheid voor ondiepe systemen in vergelijking met de eerste formule. De tweede formule wordt bij voorkeur gebruikt indien de waterdiepte een gekend gegeven is.

De toepasbaarheid van de vergelijkingen wordt bevestigd door onafhankelijke Amerikaanse studies op doorstroommoerassen waarbij een vergelijkbare regressiefunctie bekomen wordt (Mitsch, Day et al. 2005).



figuur 12: regressiemodel voor nitraatretentie in functie van hydraulische verblijftijden

Bron: Databronnen van deze regressie staan vermeld in het artikel van (Seitzinger, Harrison et al. 2006)

Denitrificatie is in absolute cijfers hoger bij een hogere hydraulische belasting, maar kan relatief gezien een lagere verwijderingsgraad hebben als de belasting stijgt (in geval van waterverzadigde bodems (meer dan 80% water) en de aanwezigheid van voldoende organisch materiaal). In ondiepe oppervlaktewateren gebeurt denitrificatie in de oxisch-anoxische overgang van de sedimenten en is de verwijderingsefficiëntie vergelijkbaar met deze van moerassen.

Er zijn echter weinig studies die de verblijftijd zo expliciet vermelden. De verblijftijd in natuurlijke wetlands is en blijft moeilijk te begroten door de variabiliteit en heterogeniteit van de wateraanvoer, zowel in tijd als ruimte. Zo kan de hydraulische verblijftijd in de zomer significant hoger zijn, omdat er minder wateraanvoer is. Een algemene inschatting kan echter wel gemaakt worden op basis van een waterbalans en een begroting van het wetlandvolume (oppervlakte verzadigde zone).

Toepassing van universele formule

Om deze verblijftijden en daaraan gekoppelde nitraatverwijdering bevattelijker te maken hebben we deze uitgezet in een tabel en de beide formules uitgerekend voor een range van debieten en oppervlakken (tabel 14). We veronderstelden een gemiddelde diepte van 1 m voor een wetland. Deze variabele heeft natuurlijk een belangrijke impact op het volume water en op eventuele verschillen tussen beide formules. Daarenboven geldt dat deze retentiewaarden gelden voor een redelijke stikstofbelasting. Uit de bovenstaande studies kunnen we afleiden dat voor een natuurlijk wetland de belasting tussen de 2 en de 10 mg N/l bedraagt. Deze belasting is niet onrealistisch. Uit het jaarverslag Water (VMM, 2007) leiden we af dat we voor strikt oppervlaktewatergevoede moerasesystemen een gemiddelde belasting van 4 mg N/l zouden kunnen hanteren en voor deels grondwatergevoede moerasesystemen (met oppervlaktewater output) een belasting van ongeveer 8 mg N/l zouden kunnen hanteren.

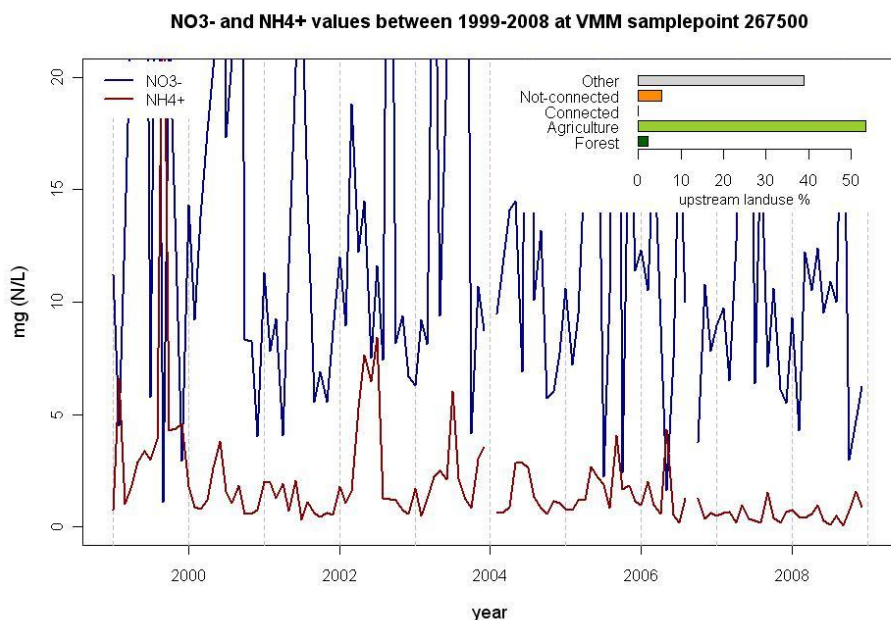
Het MAP-meetnet (tabel 13) geeft een beeld van de nitraatconcentraties in oppervlaktewater, maar deze meetpunten zijn gelegen in agrarisch gebied en zijn dus niet representatief voor niet-landbouw gebieden. Deze waarden zijn natuurlijk louter indicatief en men kan deze belasting beter schatten aan de hand van lokale gegevens over de waterkwaliteit van het ondiep grondwater en oppervlaktewater.

tabel 13: evolutie van de gemiddelde nitraatconcentraties die gemeten werden binnen het MAP-meetnet

jaartal	1999-2000	2000-2001	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	2006-2007
mg NO ₃ /l	35,7	31,9	28,3	25,0	24,6	26,2	27,0	26,9

(<http://www.vmm.be/water/toestand-watersystemen>)

Omdat het in het jaarverslag Water (VMM, 2007) enkel om jaargemiddelden gaat, kan dit een onderschatting geven van de belasting. In de zomer worden er vaak structureel hogere nitraatconcentraties waargenomen. Op het moment dat de hydraulische belasting het laagste is, zal de concentratie vaak het hoogste zijn. figuur 13 illustreert hoe de nitraatbelasting kan variëren voor een waterloop (Babelse Beek in Lier) met relatief hoge nitraatbelasting door landbouw (+50 % bovenstrooms landgebruik).



figuur 13: illustratief voorbeeld - Variatie in nitraatbelasting voor de Babelse beek te Lier

bron: op basis van VMM data

Tabel 14 geeft de relatieve verwijdering van nitraat in functie van de hydraulische belasting, berekend op basis van de formules van Seitzinger et al. (2006). Deze formules kunnen toegepast worden op elke mogelijke basisbelasting uitgedrukt in concentraties. We gaan uit van een hypothetische diepte van 1m. Indien de gemiddelde diepte gekend is kan men best de tweede formule gebruiken (verblijftijd en diepte). De verschillen in uitkomsten van beide formules worden ook berekend in de tabellen. Om ze te kunnen vergelijken werd bij de berekeningen uitgegaan van 30 dagen in een maand, wat neerkomt op 360 dagen in een jaar. De verblijftijd wordt berekend door het volume te delen door het debiet.

Uit deze berekeningen blijkt dat beide formules vooral verschillen bij lage debieten en grote volumes, dus lange verblijftijden. Willen we de absolute verwijdering kennen passen we tabel 14 toe op de nitraatbelasting. Ter illustratie passen we deze toe op een gemiddelde belasting van 5 mg N/l in tabel 15.

Behalve de absolute verwijdering van N, kan ook berekend worden wat de restconcentratie is aan N na zuivering door denitrificatie in ondiepe meren, moerassen en rivieren. Er werd uitgegaan van een gemiddelde binnenkomende concentratie van 5 mg N/l. (tabel 16)

tabel 14: relatieve verwijdering van $N-NO_3^-$ in moerassen in functie van hydraulische belasting

Relatieve N-verwijdering (%) in functie van oppervlakte en debiet
 formule 2% verwijdering = $88 * ((\text{diepte (m)}/\text{verblijftijd (in j)})^{(-0.368)})$ $R^2=0.63$
 met verblijftijd = volume/debiet

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0.5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /j)	Relatieve N-verwijdering								
5	155520	19%	25%	29%	32%	45%	58%	67%	75%	100%
10	311040	15%	19%	22%	25%	35%	45%	52%	58%	81%
25	777600	11%	14%	16%	18%	25%	32%	37%	41%	58%
50	1555200	8%	11%	12%	14%	19%	25%	29%	32%	45%
100	3110400	6%	8%	10%	11%	15%	19%	22%	25%	35%
250	7776000	5%	6%	7%	8%	11%	14%	16%	18%	25%
500	15552000	4%	5%	5%	6%	8%	11%	12%	14%	19%
1000	31014000	3%	4%	4%	5%	6%	8%	10%	11%	15%

Relatieve N-verwijdering (%) in functie van verblijftijd
 formule 1: % verwijdering = $23,4 * (\text{verblijftijd(in mnd)})^{(0.204)}$ $R^2=0.56$
 met verblijftijd = volume/debiet

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0.5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /mnd)	Relatieve N-verwijdering								
5	12960	17%	20%	22%	23%	28%	32%	35%	37%	44%
10	25920	15%	17%	19%	20%	24%	28%	30%	32%	39%
25	64800	13%	14%	16%	17%	20%	23%	25%	27%	32%
50	129600	11%	13%	14%	14%	17%	20%	22%	23%	28%
100	259200	9%	11%	12%	13%	15%	17%	19%	20%	24%
250	648000	8%	9%	10%	10%	13%	14%	16%	17%	20%
500	1296000	7%	8%	8%	9%	11%	13%	14%	14%	17%
1000	2592000	6%	7%	7%	8%	9%	11%	12%	13%	15%

verschil tussen beide formules

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0.5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /mnd)	Verschil in % N-verwijdering (formule1-formule2)								
5	12960	2%	5%	7%	9%	17%	26%	33%	38%	49%
10	25920	0%	2%	3%	5%	11%	17%	22%	26%	33%
25	64800	-2%	-1%	0%	1%	5%	9%	12%	15%	26%
50	129600	-3%	-2%	-1%	-1%	2%	5%	7%	9%	17%
100	259200	-3%	-3%	-2%	-2%	0%	2%	3%	5%	11%
250	648000	-3%	-3%	-3%	-3%	-2%	-1%	0%	1%	5%
500	1296000	-3%	-3%	-3%	-3%	-3%	-2%	-1%	-1%	2%
1000	2592000	-3%	-3%	-3%	-3%	-3%	-3%	-2%	-2%	0%

tabel 15: absolute verwijdering (in mg N/m².d) in functie van hydraulische verblijftijd en belasting, volgens de formule van Seitzinger

Absolute N-verwijdering in functie van oppervlakte en debiet bij concentratie van 5 mg N/l
formule 2: % verwijdering = $88 * (\text{diepte (in m)} / \text{verblijftijd (in j)})^{(-0.368)}$ R²=0.63

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0,5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /j)	Absolute N-verwijdering (in mg N/m ² .d)								
5	155520	166	107	83	69	39	25	19	16	9
10	311040	258	166	129	107	60	39	30	25	14
25	777600	460	297	230	191	107	69	54	45	25
50	1555200	713	460	356	297	166	107	83	69	39
100	3110400	1104	713	552	460	258	166	129	107	60
250	7776000	1971	1272	984	821	460	297	230	191	107
500	15552000	3054	1971	1525	1272	713	460	356	297	166
1000	31014000	4733	3054	2364	1971	1104	713	552	460	258

Absolute N-verwijdering in functie van verblijftijd bij inkomende concentratie 5 mgN/l
formule 1: % verwijdering = $23,4 * (\text{verblijftijd (in mnd)})^{(0.204)}$ R²=0.56

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0,5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /mnd)	Absolute N-verwijdering (in mg N/m ² .d)								
5	12960	150	86	63	50	24	14	10	8	4
10	25920	261	150	109	86	42	24	17	14	7
25	64800	540	311	225	179	86	50	36	29	14
50	129600	938	540	391	311	150	86	63	50	24
100	259200	1629	938	679	540	261	150	109	86	42
250	648000	3378	1946	1409	1121	540	311	225	179	86
500	1296000	5866	3378	2446	1946	938	540	391	311	150
1000	2592000	10185	5866	4248	3378	1629	938	679	540	261

verschil tussen beide formules

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0,5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /mnd)	Verschil in absolute N-verwijdering (in mg N/m ² .d) (formule 1-formule 2)								
5	12960	16	21	20	19	15	11	9	8	5
10	25920	-3	16	20	21	18	15	13	11	7
25	64800	-81	-15	4	12	21	19	18	16	11
50	129600	-226	-81	-35	-15	16	21	20	19	15
100	259200	-525	-226	-128	-81	-3	16	20	21	18
250	648000	-1408	-674	-425	-300	-81	-15	4	12	21
500	1296000	-2812	-1408	-921	-674	-226	-81	-35	-15	16
1000	2592000	-5452	-2812	-1884	-1408	-525	-226	-128	-81	-3

tabel 16: restconcentratie na zuivering bij input concentratie van 5 mg N/l in functie van hydraulische verblijftijd, volgens de formule van Seitzinger

restconcentratie N-verwijdering in functie van oppervlakte en debiet bij inkomende concentratie van 5 mg N/l

formule 2: % verwijdering = $88 * (\text{diepte (m)}/\text{jaren})^{(-0.368)}$ $R^2=0.63$

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0,5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /j)	Restconcentratie (in mg N/l)								
5	155520	4,04	3,76	3,56	3,40	2,75	2,10	1,64	1,26	0
10	311040	4,25	4,04	3,88	3,76	3,26	2,75	2,39	2,10	0,94
25	777600	4,47	4,31	4,20	4,11	3,76	3,40	3,14	2,93	2,10
50	1555200	4,59	4,47	4,38	4,31	4,04	3,76	3,56	3,40	2,75
100	3110400	4,68	4,59	4,52	4,47	4,25	4,04	3,88	3,76	3,26
250	7776000	4,77	4,71	4,66	4,62	4,47	4,31	4,20	4,11	3,76
500	15552000	4,82	4,77	4,74	4,71	4,59	4,47	4,38	4,31	4,04
1000	31014000	4,86	4,82	4,79	4,77	4,68	4,59	4,52	4,47	4,25

Restconcentratie N-verwijdering in functie van verblijftijd bij inkomende conc 5 mg N/l => % verwijdering = $23,4 * (\text{verblijftijd(mnd)})^{(0.204)}$ $R^2=0.63$

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0,5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /mnd)	Restconcentratie (in mg N/l)								
5	12960	4,13	4,00	3,91	3,85	3,61	3,40	3,26	3,16	2,78
10	25920	4,25	4,13	4,06	4,00	3,79	3,61	3,49	3,40	3,07
25	64800	4,37	4,28	4,22	4,17	4,00	3,85	3,75	3,67	3,40
50	129600	4,46	4,37	4,32	4,28	4,13	4,00	3,91	3,85	3,61
100	259200	4,53	4,46	4,41	4,37	4,25	4,13	4,06	4,00	3,79
250	648000	4,61	4,55	4,51	4,48	4,37	4,28	4,22	4,17	4,00
500	1296000	4,66	4,61	4,58	4,55	4,46	4,37	4,32	4,28	4,13
1000	2592000	4,71	4,66	4,63	4,61	4,53	4,46	4,41	4,37	4,25

verschil tussen beide formules

Oppervlakte (in m ²)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Oppervlakte (in ha)	0.25	0,5	0.75	1	2.5	5	7.5	10	25	50
Diepte (in m)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Volume (in m ³)	2500	5000	7500	10000	25000	50000	75000	100000	250000	500000
Debiet (in l/s)	Debiet (in m ³ /mnd)	Verschil in restconcentratie (in mg N/l) (formule 1-formule 2)								
5	12960	0,09	0,24	0,36	0,45	0,86	1,30	1,63	1,90	2,78
10	25920	-0,01	0,09	0,17	0,24	0,53	0,86	1,10	1,30	2,13
25	64800	-0,09	-0,03	0,01	0,06	0,24	0,45	0,61	0,74	1,30
50	129600	-0,13	-0,09	-0,06	-0,03	0,09	0,24	0,36	0,45	0,86
100	259200	-0,15	-0,13	-0,11	-0,09	-0,01	0,09	0,17	0,24	0,53
250	648000	-0,16	-0,16	-0,15	-0,14	-0,09	-0,03	0,01	0,06	0,24
500	1296000	-0,16	-0,16	-0,16	-0,16	-0,13	-0,09	-0,06	-0,03	0,09
1000	2592000	-0,16	-0,16	-0,16	-0,16	-0,15	-0,13	-0,11	-0,09	-0,01

→ **Kwantificatie van denitrificatie in terrestrische natte ecosystemen****Formule**

Met terrestrische natte ecosystemen bedoelen we alle bodems die gedurende lange perioden een hoge waterverzadiging kennen door ondiepe grondwaterstanden.

De meeste modellen om actuele denitrificatie te berekenen zijn terug te brengen tot de volgende algemene wiskundige formule waarbij de actuele denitrificatie in functie staat van de potentiële denitrificatie, de nitraatinhoud van de bodem, de waterverzadiging en de bodemtemperatuur (Heinen 2006).

$$D_a = D_p f_N f_S f_T$$

$$= D_p \underbrace{\frac{N}{K + N}}_{f_N} \underbrace{\left(\frac{S - S_t}{S_m - S_t} \right)^w}_{f_S} \underbrace{Q_{10}^{(T - T_r)/10}}_{f_T}$$

D_a : actuele denitrificatie (in mg N/kg.d of kg N/ha.d)

D_p : potentiële denitrificatie (in mg N/kg.d of kg N/ha.d)

f_N is een dimensieloze reductiefactor voor nitraat met

N : nitraatinhoud van de bodem (in mg N/kg)

K : nitraatinhoud (mg N/kg) waarbij de reductiefactor f_N gelijk is aan 0.5.

f_S is een dimensieloze reductiefactor voor waterverzadiging met

S : waterverzadiging (0-100%)

S_m : waterverzadiging waarbij f_S gelijk is aan 1

S_t : drempelwaarde waaronder geen denitrificatie meer optreedt ($f_S = D_a = 0$).

f_T is een dimensieloze functie voor bodemtemperatuur T (°C) met

T_r : referentie temperatuur waarvoor D_p werd gedetermineerd (meestal is dit 20 °C)

Q_{10} : toenamefactor voor een temperatuursstijging van 10 °C.

Een dergelijk model moet gekalibreerd worden en is niet algemeen geldig voor elke site en/of bodemtype. Er wordt hier evenmin rekening gehouden met de beschikbaarheid van organische koolstof (substraat) – wat wordt meegenomen bij kalibratie.

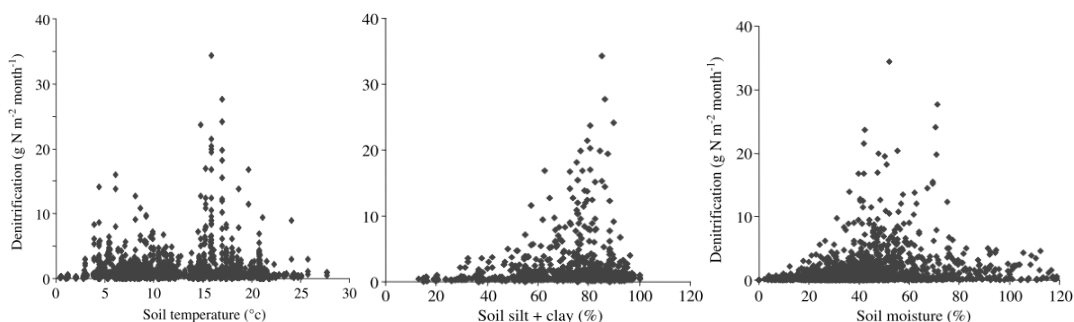
Een recente review van Pinay et al. (2007), geeft inzicht in denitrificatieratio's voor verschillende hydrologische regimes. Het gaat hier niet enkel om moerassen, maar om alle vegetatietypen (graslanden, ruigtes, bos) op natte (alluviale) bodems in het algemeen. Deze formule is toepasbaar op natte valleibodems met tijdelijke of permanente ondiepe grondwaterstanden (niet boven maaiveld). In tegenstelling tot de formules van Seitzinger die enkel bruikbaar zijn voor gebieden met een duidelijke inlaat en uitlaat. Men gebruikt de formules van Seitzinger als men verblijftijden en belasting kan inschatten. Seitzinger doelt vooral op moerasesystemen die grotendeels gekenmerkt worden door open waterpartijen en aangrenzende drassige vegetatie (met een duidelijke aanvoer en afvoer van water).

Pinay et al. (2007) gebruikten een multivariabele regressie waaruit blijkt dat denitrificatie gerelateerd is aan de volgende 5 factoren:

- Gehalte klei en leem => alluviale depositie (% gehalte)
- Biomassa kruidlaag => korte cyclus input organisch materiaal (gram droog gewicht per m²)
- Bodemvochtgehalte => % waterverzadiging
- Nitraatgehalte (gram NO₃ per m²)
- Temperatuur

De variabiliteit in de denitrificatieratio's was erg hoog, met verschillen van 0 tot 1000 mg N/m².dag. Maximale denitrificatie vond plaats bij een waterverzadiging van 50 % en 80 %. Dit kan verklaard worden doordat er bij gedeeltelijke waterverzadiging op microschaal aerobe en anaerobe sites naast elkaar kunnen bestaan. De nitrificatie gebeurt dan in de aerobe site en denitrificatie in de anaerobe site. Ook werd aangetoond dat denitrificatie zowel plaatsvindt bij lagere (5-10 °C) als bij hogere temperaturen (10-20 °C). Dit bimodale patroon doet vermoeden dat er aangepaste microbiële gemeenschappen ontstaan met elk hun optimum op een verschillende temperatuur (resp. 5 °C en 15 °C). Er bestond evenmin een lineaire relatie tussen denitrificatie en het klei-leem gehalte. De hoogste denitrificatie kwam voor bij klei-leem gehalten van 80 %. Boven een gehalte van 60 % leem en klei werd hoge denitrificatie gemeten. Deze drempel bleek op te gaan voor alle sites. De hoogste denitrificatiewaarden werden gevonden op bodems met een lage biomassa-productiviteit. De biomassa-productie is natuurlijk gerelateerd aan het bodemvochtgehalte en de beschikbaarheid van nutriënten (nitrificatie). (figuur 14)

Uit de rangorde van de voorspellende variabelen bleek dat vooral bodemvochtigheid de belangrijkste voorspeller is van denitrificatie, met in de tweede plaats temperatuur en in de derde plaats de nitraatbeschikbaarheid. Het nitraatgehalte in de bodem was omgekeerd evenredig met de gemeten denitrificatie. Zoals aangegeven door de auteurs is deze relatie niet erg relevant omdat ze enkel aantoonde dat er in bodems met een hoge denitrificatie weinig nitraat overblijft. De nitraatimmissie is een betere indicator en zou in dat geval wel evenredig zijn met de gemeten denitrificatie.



figuur 14: denitrificatie in functie van temperatuur, klei-leemgehalte en waterverzadiging

Bron: Pinay, 2007 (10 g N/m² = 333 mg N/d)

Toepassing

De bevonden relaties bieden in ieder geval mogelijkheden om denitrificatie in te schatten. Als waarde voor het bodemvochtgehalte kan men gebruik maken van de bodemdrainageklasse of een topografische index. Temperatuurgegevens van bodems zijn af te leiden van klimatologische gegevens. De nitraatbelasting kan men afleiden uit de meetwaarden van het MAP-meetnet en/of oppervlaktewaterkwaliteit.

We stellen voor om een maximale gemiddelde denitrificatie te hanteren van 100 mg N/m².d en dit aan te passen in functie van bodemvochtgehalte en het klei-leem gehalte op basis van de relaties gevonden door Pinay et al., 2007 (tabel 17). Men krijgt dan een maximale gemiddelde denitrificatie.

tabel 17: geschatte gemiddelde denitrificatiewaarden voor alluviale bodems (in mg N/m².d)

Grondwaterstand		Droog (80-120 cm) a-b			Vochtig (40-80 cm) c-d		Nat (20-40 cm) h-i		Zeer Nat (0-20 cm) e		Uiterst nat (< 0 cm) f-g	
Drainageklasse bodemvochtgehalte % klei -leem		0%	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%
0%	Zand	5	10	20	40	60	80	90	100	90	70	50
10%	Lemig Zand	10	10	20	40	60	80	90	100	90	70	50
20%	Lemig Zand	15	15	20	40	60	80	90	100	90	70	50
30%	Leem	20	20	20	40	60	80	90	100	90	70	50
40%	Leem	30	30	30	40	60	80	90	100	90	70	50
50%	kleileem	40	40	40	40	60	80	90	100	90	70	50
60%	kleileem	60	60	60	60	60	80	90	100	90	70	60
70%	Lichte Klei	60	60	60	60	60	80	90	100	90	70	60
80%	Lichte Klei	60	60	60	60	60	80	90	100	90	70	60
90%	Zware Klei	60	60	60	60	60	80	90	100	90	70	60
100%	Zware Klei	60	60	60	60	60	80	90	100	90	70	60

Bron: eigen berekening op basis van Pinay et. al., 2007

Als indicator voor bodemvochtgehalte kan men gebruik maken van de drainageklasse van de bodemkaart. Indien geen bodemkaart beschikbaar is kan een op topografie berekende indicator, de wetness index, berekend worden met GIS-tools. De wetness index is een topografische index die voor elke pixel een bodemvochtklasse berekent op basis van afstroming naar een pixel (aanvoer) en de helling (afvoer) (Gessler, 1995; Burt, 2005). Deze methode kan eenvoudig toegepast worden op een digitale hoogtekkaart met ArcGis. Ook het klei-leemgehalte kan men terugvinden op de bodemkaart.

De denitrificatie kan niet hoger zijn dan de nitraatimmissies die in dat geval een bovengrens vormen. De gemiddelde stikstofdepositie vanuit de lucht in Vlaanderen bedraagt voor het jaar 2003, 37 kg/ha.j ofwel 10 mg N/m².d (MIRA, 2007a). Deze depositie heeft een sterke ruimtelijke spreiding en is hoger in gebieden met veel landbouw, bebouwing en verkeer.

tabel 18: gemiddelde stikstofdepositie in Vlaanderen (kg/ha.j)

	1990	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
stikstofoxides (NO _y)	18,6	17,4	18,3	18,1	15,8	16,1	15,6	13,0
ammoniakale stikstof (NH _x)	36,5	31,1	29,9	29,2	26,3	26,1	23,7	24,0
totale stikstofdepositie	55,1	48,4	48,2	47,3	42,1	42,1	39,3	37,0
doel 2010 (~NEM-richtlijn)	30	30	30	30	30	30	30	30

Bron: MIRA 2007a

De N-depositie door bemesting is veel hoger en bedraagt volgens de maximale richtwaarden gemiddeld 68 mg N/m².d – 250 kg N/ha.j (VLM, 2007). Deze depositie gebeurt echter enkel op momenten van effectieve bemesting, waarbij een aanzienlijk deel in het grondwater terechtkomt. In moerasesystemen kan er daardoor een hoge nitraataanvoer zijn via opwellend grondwater (ondiepe kwel) en/of door irrigatie met nitraatrijk oppervlaktewater (bvb vloeiveiden). De ordegrrootte van nitraatbelasting vanuit grondwater kan men afleiden uit de meetwaarden van het MAP-meetnet en/of oppervlaktewaterkwaliteit (tabel 19). Ook nemen planten via hun wortelstelsel nitraat op uit grondwater en wordt dit later vrijgesteld onder de vorm van ammonia bij decompositie van organisch materiaal.

Uit analyse van de gegevens van de Mestbank blijkt dat er in vele gevallen een groot stikstofresidu aanwezig is in de bodem van tuinbouwpercelen. Dit stikstofresidu bedraagt gemiddeld 50 tot 120 kg N/ha en wordt gesteld onvermijdbaar te zijn om een goede gewasgroei te verkrijgen (maximaal rendement). In sommige gevallen is het stikstofresidu echter veel groter. Er werd een relatie bevonden tussen de omvang van het stikstofresidu en het gehalte organisch materiaal in de bodem. De afbraak van historisch opgebouwde voorraden organisch materiaal leidt tot de vrijstelling van stikstof. Organisch materiaal in bodems bevat een verhouding van ongeveer 50 g N per kg organische C. Een koolstofverlies van 1 ton/ha.j komt dus overeen met een bijkomende nitraatbelasting van 50 kg/ha.j. Een belangrijk deel van dit bijkomende stikstofresidu komt terecht in het grondwater en verklaart de hoge nitraatwaarden in grondwater (VLM, 2008).

tabel 19: nitraatgehalten in grond- en oppervlakte water voor West-Vlaanderen - Milieubarometer West-Vlaanderen

Nitraatgehalte in de meetplaatsen van het MAP-meetnet en het oppervlaktewatermeetnet in West-Vlaanderen

	MAP-meetnet			Oppervlaktewatermeetnet		
	Aantal meetpunten	% > 50 mg NO ₃ /l *	Gemiddelde nitraat-concentratie (mg N/l)	Aantal meetpunten	% > 50 mg NO ₃ /l *	Gemiddelde nitraat-concentratie (mg N/l)
2003	215	62%	7,6	202	28%	5,5
2004	223	69%	9,3	235	66%	6,5
2005	225	71%	10,2	255	67%	7,4
2006	225	65%	9,5	278	53%	7,0
2007	226	67%	8,9	281	55%	6,6

Bron : eigen verwerking a.d.h.v. databank VMM

* : de gemiddelde nitraatconcentratie zoals vermeld in deze tabel is eigenlijk een overschatting van de werkelijke gemiddelde nitraatconcentratie. Bij de berekening werden de meetgegevens met een resultaat beneden de detectielimiet niet meegenomen.

Bron Milieubarometer West-Vlaanderen (VMM, 2008)

→ **Kengetallen**

Indien het niet mogelijk is om de verblijftijden en/of andere variabelen in rekening te brengen, kan men zich beroepen op kengetallen. Enkel studies die voldoende contextuele informatie weergeven zijn geschikt om te gebruiken. Studies die een extreem hoge of lage nitraatbelasting bekeken, werden niet gebruikt.

Kengetallen voor moerasesystemen

De nitraatreductie van herstelde wetlands werd door Gren (1995) geschat op 59 mg N/m².d in het eerste jaar, om in de 10 jaren daarna geleidelijk op te lopen tot 137 mg N/m².d. Bauer (2009) baseert zich op kengetallen uit andere studies voor kwantificatie van N-verwijdering door waterretentie op bekvenschaal. Bauer schat denitrificatie in deze nieuwe wetlands (permanente overstromingsgebieden) in op 82 mg N/m².d, met een ondergrens van 27 mg N/m².d en een bovengrens van 136 mg N/m².d. Byström (1998) refereert naar een omvangrijke Zweedse studie van Leonardson (1994) om de kosteneffectiviteit van wetland voor N-verwijdering te begroten. In die studie bekomen ze kengetallen van 136-272 mg N/m².d. Een andere meer recente studie van (Bastviken, Weisner et al. 2009) bekomt voor moerassen met verschillende vegetatie een nitraatverwijdering van 110 tot 233 mg N/m².d. Arheimer (2002) bestudeerde een aantal wetlands in Zweden om op basis daarvan een model te maken met de volgende variabelen: ingaande nitraatconcentratie, atmosferische nitraatdepositie, temperatuur en verblijftijd. Het is niet voor de hand liggend om een dergelijk model te gebruiken omwille van de complexiteit. Wel kunnen we uit deze studie concluderen dat er gemiddeld 0,31 mg N/l.d verwijderd wordt bij een gemiddelde inkomende concentratie van 9,3 mg NO₃⁻/l. en dat voor de wetlands in deze studie een gemiddelde verhouding bestaat van 2,75 dagen verblijftijd per ha wetland bij een gemiddeld debiet van 1000 l/s (oppervlaktebelasting 0,1 l/m²). Omgerekend naar mg/m².d geeft dit een kengetal van 98 mg N/m².d. Dit kengetal wordt in elk geval bevestigd door toepassing van de vergelijking van Seitzinger.

Deze analyse van de kengetallen leidt tot een range van 27 mg N/m².d tot 272 mg N/m².d met een centrale waarde van 130 mg N/m².d voor moerasesystemen.

Kengetallen voor waterbodems van rivieren

Denitrificatie vindt ook plaats in waterbodems van rivieren en met name in de overgangszone tussen anoxische sedimenten en het zuurstofrijk oppervlaktewater. Door de aanwezigheid van stromend water en de hoge menging is er wel een fundamenteel verschil tussen waterbodems van rivieren en de waterbodems van meren en moerassen. De zuurstofdiffusie in de waterbodem hangt af van de biologische activiteit in de bodem, het gehalte aan organisch materiaal en de zuurstofconcentratie in het oppervlaktewater. Macro-invertebraten in de sedimenten bevorderen het contactoppervlak tussen anoxisch sediment en oxisch oppervlaktewater door het graven van gangen en het verhogen van de porositeit van de waterbodem (Henriksen et al., 1983). Schattingen van denitrificatie in rivierbeddingen variëren sterk. Deze variatie hangt af van de nitraat- en zuurstofconcentraties in het oppervlaktewater en de aanwezigheid van een gezonde sliblaag met veel macro-invertebraten (een goede biotische index). Indien er aan beide voorwaarden voldaan is, kan men uitgaan van een goede denitrificatie.

In principe zijn de formules van Seitzinger toepasbaar op waterlopen (% verwijdering = $23,4 * (\text{verblijftijd}(\text{maand}))^{(0.204)}$) en wordt aangeraden om deze te gebruiken voor de beoordeling van denitrificatie indien dit mogelijk is.

Een voorbeeld:

Een waterlooptraject van 2 m breed, 1m diep en 5 km lang (oppervlakte van 1 ha), dat belast wordt met een debiet van 1000 l/s, heeft een retentie van 8 % (zie tabel 14). Voor een gemiddelde nitraatbelasting van 5 mg N/l, komt dit neer op een verwijdering van 3456 mg N/m².d. Op het gehele traject wordt er 12,6 ton nitraat verwijderd per jaar. De verbetering van de waterkwaliteit is in absolute waarden echter vrij beperkt, namelijk - 0,39 mg N/l (5 mg N/l => 4,61 mg N/l). In de praktijk zal er over het traject van 5 km nog input zijn van bijkomend nitraat. Een verbreding van de waterloop van 2 naar 4 m bij eenzelfde waterdiepte, heeft een dubbel effect omdat zowel de verblijftijd als het contactoppervlak verdubbelen. De waterkwaliteit zou verder verbeteren naar 4,57 mg N/l.

Indien we de formule niet kunnen toepassen, kunnen we op basis van de verschillende literatuurbronnen de kengetallen voor denitrificatie in waterbodems van rivieren inschatten. Denitrificatie werd in de studie van Pribyl (2004) gemeten op 2 manieren (N₂-flux en massabalans) op een riviertraject van 18,5 km. Beide methoden toonden dezelfde temporele variaties aan, hetzij met een afwijking van 0,49 g N/m².d. De methode op basis van de massabalans vertoonde hogere waarden (2,11 g N/m².d) dan de metingen van de N₂-flux (1,62 g N/m².d). De hoogste waarden volgens beide methoden waren respectievelijk 3,08 g N/m².d (N₂-flux) en 5,25 g N/m².d (massabalans).

We gaan uit van de gemiddelde resultaten van Pribyl (2004) (1,62 g N/m².d) omdat de belasting van 5 mg N/l van de studie van Pribyl niet onrealistisch is - en corrigeren aan de hand van de volgende factoren: de zuurstofconcentratie van het oppervlaktewater (- 25 %) en de aanwezigheid van een gezonde benthische fauna en de nitraatbelasting (tabel 20).

tabel 20: denitrificatie in sedimenten van stromende wateren (mg N/m².d)

Nitraatconcentratie		<2,5 mg N/l	2,5-5 mg N/l	5-10 mg N/l
Prati Index	BBI			
0 tot 2	Slecht (< 3)	332	664	1327
0 tot 2	Matig (3-6)	415	829	1659
0 tot 2	Goed (7-10)	518	1037	2074
3 tot 6	Slecht (< 3)	648	1296	2592
3 tot 6	Matig (3-6)	810	1620	3240
3 tot 6	Goed (7-10)	972	1944	3888
7 tot 10	Slecht (< 3)	1166	2333	4666
7 tot 10	Matig (3-6)	1400	2799	5599
7 tot 10	Goed (7-10)	1680	3359	6718

*Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO): evaluatie van de toestand van de fysico-chemische kwaliteit van de oppervlaktewateren via de parameter 'opgeloste zuurstof' (zuurstofhuishouding).

**Belgische Biotische Index (BBI): evaluatie van de toestand van de oppervlaktewaterkwaliteit, waarbij de waterlopen als biotoop worden benaderd (biologische kwaliteit).

tabel 21: overzicht indicatoren Prati-Index (PIO) en Belgische Biotische Index (BBI)

Indicatorgegevens																									
Naam	Kwaliteit van het oppervlaktewater: zuurstofhuishouding en biologische kwaliteit																								
Definitie	Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO): evaluatie van de toestand van de fysico-chemische kwaliteit van de oppervlaktewateren via de parameter 'opgeloste zuurstof' (zuurstofhuishouding). Belgische Biotische Index (BBI): evaluatie van de toestand van de oppervlaktewaterkwaliteit, waarbij de waterlopen als biotoop worden benaderd (biologische kwaliteit).																								
Meeteenheid	Prati-index voor zuurstofverzadiging (PIO) <table> <tr><td>0 – 1</td><td>niet verontreinigd</td></tr> <tr><td>> 1 – 2</td><td>aanvaardbaar</td></tr> <tr><td>> 2 – 4</td><td>matig verontreinigd</td></tr> <tr><td>> 4 – 8</td><td>verontreinigd</td></tr> <tr><td>> 8 – 16</td><td>zwaar verontreinigd</td></tr> <tr><td>> 16</td><td>zeer zwaar verontreinigd</td></tr> </table> Belgische Biotische index (enkel gehele getallen) <table> <tr><td>0</td><td>uiterst slechte kwaliteit/ zeer zwaar verontreinigd</td></tr> <tr><td>1 – 2</td><td>zeer slechte kwaliteit/ zeer zwaar verontreinigd</td></tr> <tr><td>3 – 4</td><td>slechte kwaliteit/ zwaar verontreinigd</td></tr> <tr><td>5 – 6</td><td>matige kwaliteit/ verontreinigd</td></tr> <tr><td>7 – 8</td><td>goede kwaliteit/weinig verontreinigd</td></tr> <tr><td>9 – 10</td><td>zeer goede kwaliteit/ niet verontreinigd</td></tr> </table>	0 – 1	niet verontreinigd	> 1 – 2	aanvaardbaar	> 2 – 4	matig verontreinigd	> 4 – 8	verontreinigd	> 8 – 16	zwaar verontreinigd	> 16	zeer zwaar verontreinigd	0	uiterst slechte kwaliteit/ zeer zwaar verontreinigd	1 – 2	zeer slechte kwaliteit/ zeer zwaar verontreinigd	3 – 4	slechte kwaliteit/ zwaar verontreinigd	5 – 6	matige kwaliteit/ verontreinigd	7 – 8	goede kwaliteit/weinig verontreinigd	9 – 10	zeer goede kwaliteit/ niet verontreinigd
0 – 1	niet verontreinigd																								
> 1 – 2	aanvaardbaar																								
> 2 – 4	matig verontreinigd																								
> 4 – 8	verontreinigd																								
> 8 – 16	zwaar verontreinigd																								
> 16	zeer zwaar verontreinigd																								
0	uiterst slechte kwaliteit/ zeer zwaar verontreinigd																								
1 – 2	zeer slechte kwaliteit/ zeer zwaar verontreinigd																								
3 – 4	slechte kwaliteit/ zwaar verontreinigd																								
5 – 6	matige kwaliteit/ verontreinigd																								
7 – 8	goede kwaliteit/weinig verontreinigd																								
9 – 10	zeer goede kwaliteit/ niet verontreinigd																								

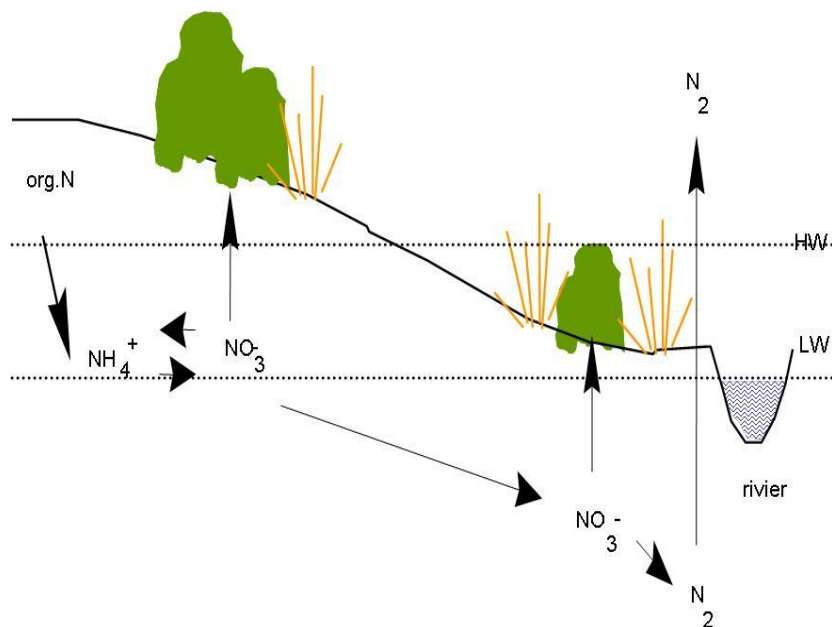
Bron: VMM water, website

Het spreekt voor zich dat enkel en alleen omwille van het contactoppervlak, denitrificatie meer uitgesproken is in brede ondiepe waterlopen, dan wel in diepe smalle waterlopen. Men zou gebruik kunnen maken van denitrificatiemodellen, maar meestal zijn nitraatbelasting en verblijftijden omgekeerd evenredig.

De verbeteringen in waterkwaliteit kunnen marginaal lijken, maar op niveau van een bekken, kunnen maatregelen zoals rivierherstel en waterretentie (verhoging verblijftijd) een significante verbetering van de waterkwaliteit bewerkstelligen. Het Netebekken heeft bijvoorbeeld 2.240 km gecategoriseerde waterlopen. Het gemiddelde debiet van 12,3 m³/s (389.000.000 m³/jaar) van het Netebekken heeft dus ongeveer 740 hectare waterlopen doorlopen (oppervlak waterlopen en grachten volgens de NGI-kaarten = 740 ha). Bron: Bekkenbeheerplan en NGI 1:10.000 topokaarten.

Kengetallen voor denitrificatie in oeverzones en bufferstroken

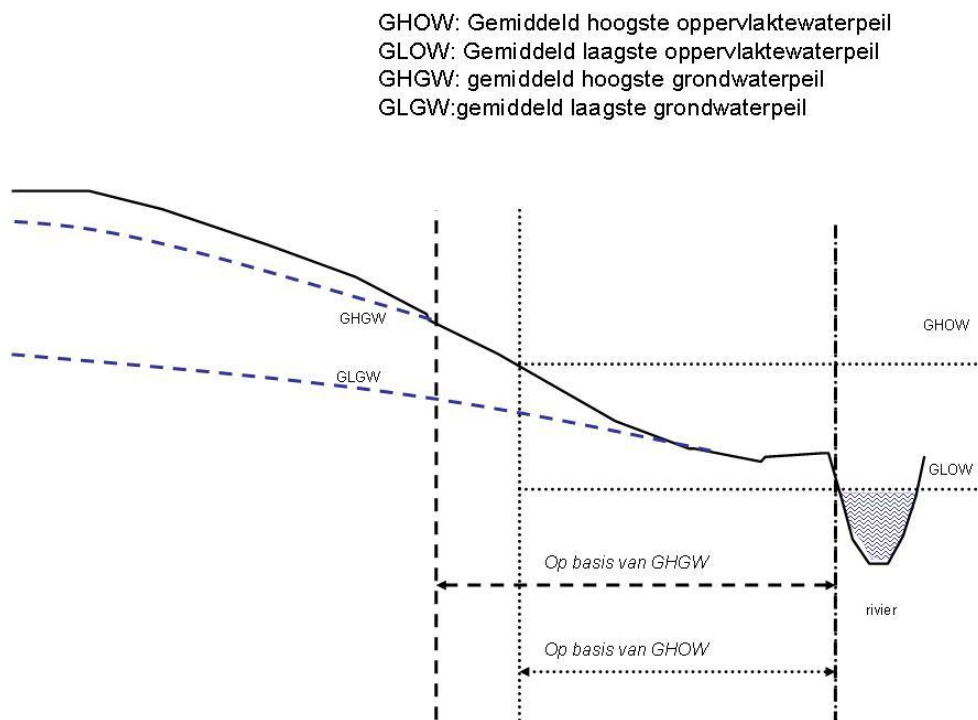
De meeste natuurlijke vegetaties lekken slechts weinig nitraat naar het grondwater, maar door decompositie van organisch materiaal kan er toch een natuurlijke belasting zijn met ammoniakale stikstof. Het ammonium stikstof zal omgezet worden naar nitraat (nitrificatie) en met het infiltratiewater ondergronds afstromen naar de waterlopen. Vooral door toepassing van bemesting is er een sterk verhoogde aanrijking van nitraat in het ondiep grondwater (50-150 kg N/ha). Dit ondiep grondwater stroomt af naar de lager gelegen rivier die het ondiep grondwater afvangt. Op de plaats waar het ondiep grondwater in contact komt met het oppervlaktewater is er een mogelijkheid voor denitrificatie (figuur 15).



figuur 15: omzettingen van stikstof in een oeverzone

Bron: Pinay & Décamps 1988

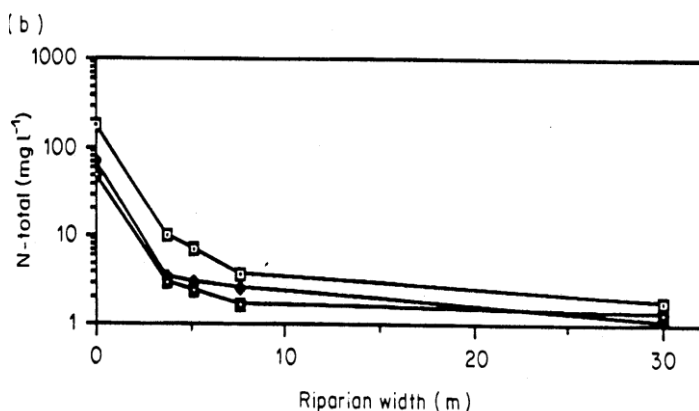
Oeverzones met een goede nitraatverwijdering hebben meestal een goed doorlatende toplaag en vertonen op een diepte van 1 tot 4 m een ondoorlatende laag die een ondiepe grondwaterstroming door de toplaag in de hand werkt (Hill, 1997). In oeverzones met een efficiënte nitraatverwijdering situeert de grondwaterstand zich maximaal 0,5 m onder het maaiveld, hetgeen resulteert in een goede interactie met de organische toplaag (Jordan et al, 1993 en 1997). De nuttige oeverzone is de zone die wordt beïnvloed door fluctuaties van grond- of oppervlaktewater. figuur 16 toont aan hoe deze zone bepaald kan worden aan de hand van het gemiddeld hoogwaterpeil (50 % hoogste waarden) en het gemiddeld laagwaterpeil (50 % laagste waarden).



figuur 16: inschatting van de effectieve breedte van oeverzones op basis van grond- en oppervlakte waterpeilen

bron: ECOBE, 2009

De nuttige oeverzone wordt dus niet bepaald door de oeverkruin maar wel door de oppervlakte waar oppervlaktewater en grondwater interageren. De breedte van de nuttige oeverzone bepaalt aldus de totale nitraatverwijdering (figuur 17). De opvoerhoogte van de waterloop ten aanzien van de heersende grondwaterstanden bepalen de laterale drainagecapaciteit van de waterloop.



figuur 17: breedte –efficiëntie verhouding van N-verwijdering in oeverzones

Bron: Pinay, 1993

Denitrificatie en nitrificatie treden in competitie met elkaar wanneer natte periodes worden afgewisseld met droge periodes. De combinatie van een zwak oplopende oeverzone in combinatie met dynamische (grond)waterstanden creëert een ideale situatie voor de verwijdering van stikstof via het nitrificatie-denitrificatie proces (zie ook figuur 15). Indien deze helling klein is betekent dit dat er hogere verblijftijden zijn en dus meer denitrificatie. Daarenboven vergroot dit in vele gevallen de oppervlakte van de effectieve oeverzone. Meandering en de aanwezigheid van macrofyten verhogen de opvoerhoogte voor eenzelfde debiet in de waterloop.

Echte kengetallen voor nitraatverwijdering uit grondwater in oeverzones zijn vrijwel niet te vinden. Dit is logisch omdat de kengetallen een functie zijn van hydraulische verblijftijd, grondwaterpeil en nitraatbelasting. Deze zijn allen zeer variabel in de tijd en enkel oeverzones met voldoende reserve (breedte) zullen 100 % denitrificeren. De kritische breedte van de oeverzone zal dus afhangen van dezelfde variabelen (hydraulische verblijftijd, grondwaterpeil en nitraatbelasting). De resultaten uit de studie van Pinay (2007) zijn deels ook toepasbaar op oeverzones, met dat verschil dat een oeverzone een specifieke gradiënt heeft in waterverzadiging. Een brede effectieve (waterverzadigde) oeverzone duidt op een lage drainage, waarbij er zelfs bij sterk doorlatende bodemtypen een lange verblijftijd van het grondwater kan zijn.

De beste optie om denitrificatie in oeverzones correct in te schatten is om een benadering te maken van de hydraulische belasting per riviersegment met homogene kenmerken en de relatieve retentie te berekenen op basis van de vergelijking van Seitzinger (2006). De verblijftijd van grondwater in de oeverzone wordt gegeven door de bodemtextuur, de verhouding tussen breedte van de oeverzone en breedte van de waterloop en het relatieve hoogteverschil in functie van de breedte van de waterloop. De effectieve denitrificatie is bij relatief bredere oeverzones veelal begrensd door de nitraatbeschikbaarheid. Bij een gemiddelde belasting zal de denitrificatie totaal zijn en blijft een "reservezone" onbenut. Deze reservezone kan echter pieken in nitraatbelasting opvangen en zorgen voor een stabiele nitraatverwijdering en waterkwaliteit.

Toepassing

Om de effectieve denitrificatie in te schatten moeten we dus de verblijftijd inschatten. De maximale waarden voor horizontale doorstroming schatten we in op 50 cm/d voor zand, 25 cm/d voor lemig zand, 5 cm/d voor zandig leem, 1 cm/d voor leem en 1 mm/d voor klei. Het maximaal watervolume dat een (verzadigde) bodem kan bevatten is 39 % voor zand, 50% voor leem en 55% voor klei.

Verder kan men ook nog enkele bijkomende factoren in rekening brengen. De breedte van de oeverzone is niet enkel bepalend voor de cumulatieve denitrificatie. Ook de verhouding tussen de breedte van de waterloop en de breedte van de oeverzone is een indicator voor het drainage-potentieel van de waterloop. Een relatief brede oeverzone verhoogt de verblijftijd, omwille van het lage drainagepotentiaal. Verder kan ook de valleimorfologie in rekening gebracht worden. Bij smallere steilere valleisystemen, zal een hoger verval in grondwaterstand zijn en dus ook een verhoogde grondwaterstroming. De verhouding van de afstand tot de waterloop tot het hoogteverschil met de waterloop is indicatief voor de verblijftijd van het grondwater. Deze verhouding dient men te bepalen op een afstand van 25 maal de breedte van de waterloop. Het watervolume per m² oeverzone wordt geschat op 40 % van het volume, bij een nuttige diepte van 50 cm, zijnde 200 l/m².

De verblijftijd per lopende meter oeverzone kan op de volgende manier ingeschat worden.

Verblijftijd (in cm per dag)	=	(% zand * 50 cm + % leem * 25 cm + % klei * 5 cm)	*	$\frac{\text{Breedte waterloop(in m)}}{\text{Breedte oever(in m)}}$	*	$\frac{\text{Hoogteverschil* (in cm)}}{25 * \text{breedte waterloop(in m)}}$
------------------------------------	---	---	---	---	---	--

Rekenkundig voorbeeld:

Een oeverzone van 5 meter breed die grenst aan een 3 meter brede waterloop in een zandig-lemige (50%) omgeving met een gemiddeld hoogteverschil van 60 cm op een afstand van 75 meter, heeft een doorstroming van 18 cm per dag. Om een volledige meter te doorstromen, is er 5,6 dag verblijftijd nodig (1d/0.18). Omgerekend naar maanden is dit 0,185 maand (delen door 30 dagen).

$$\text{Verblijftijd (cm per dag)} = \frac{(0,50 * 50 + 0,50 * 25 + 0,0 * 5)}{18} * \frac{3}{5} * \frac{60}{25 * 3}$$

$$\text{Verblijftijd (cm per dag)} = 18 \text{ cm/d}$$

Voor een zandige oeverzone van 5 m breed met een verblijftijd van ongeveer 0,185 maand per meter is er volgens Seitzinger (formule 1) een retentie van afgerond 17 % per lopende meter ($23,4 * (\text{verblijftijd}(\text{maand}))^{(0.204)}$).

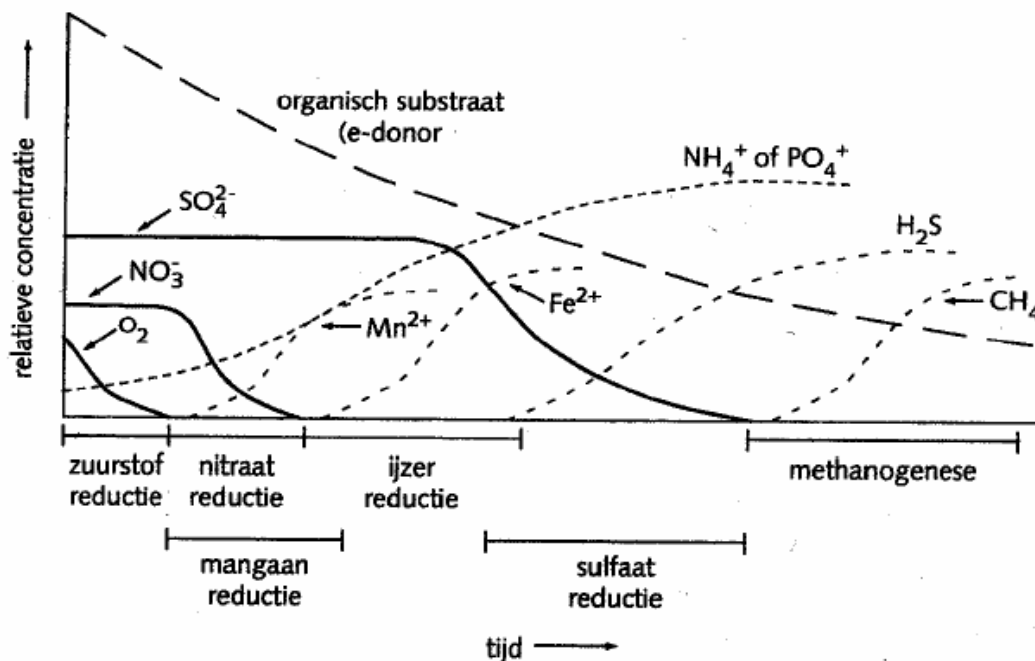
Met een geschat volume water van 200 l/m², is er een dagelijkse doorstroming van 36 l/d (0.18m²*200 l/m²). Indien er een nitraatbelasting is van 10 mg N/l betekent dit een denitrificatie van 61,2 mg N/d voor de eerste meter (17% van 36 l/d*10 mg N/l), 50,8 mg N/d voor de tweede meter enz. De totale denitrificatie voor de volledige 5 m is 61 % retentie ofwel 218 mg N/d. Omgerekend naar een jaar geeft dit 79,6 g/j. De concentratie van het water verbetert van 10 mg N/l naar 4 mg N/l.(zie tabel 22)

tabel 22: voorbeeld berekening cumulatieve nitraatverwijdering in oeverzones

	verwijderings graad	Restconcon- centratie %	% N verwijderd	concentratie (mg N-NO ₃ ⁻ /l)	absolute restbelasting (mg N-NO ₃ ⁻ /m ²)	absolute verwijdering (mg N-NO ₃ ⁻ /m ²)
Initieel	0%	100%	0%	10,0	360,00	0,00
1 ^{ste} meter	17%	83%	17%	8,3	298,80	61,20
2 ^{de} meter	17%	69%	31%	6,9	248,00	112,00
3 ^{de} meter	17%	57%	43%	5,7	205,84	154,16
4 ^{de} meter	17%	47%	53%	4,7	170,85	189,15
5 ^{de} meter	17%	39%	61%	3,9	141,81	218,19

→ **Denitrificatie in overstromingsgebieden**

Zowel de overstromingsfrequentie als de overstromingsduur zijn belangrijke factoren voor de nitraatverwijdering. De overstroming moet lang genoeg duren om nitraatreductie op gang te brengen. Eerst moet de aanwezige zuurstof in het overstromingswater verbruikt worden, waarna denitrificatie op gang komt. Zeer langdurige overstromingen kunnen dan weer aanleiding geven tot de vrijstelling van ammoniak, fosfaat, lachgas en methaan (Figuur 18). Daarnaast speelt ook hier de verblijftijd als een belangrijke factor in de relatieve verwijdering (zuiveringsgraad). Frequente kortstondige overstromingen hebben een sterke absolute nitraatverwijdering in vergelijking met langdurige overstromingen. Langdurige overstromingen hebben dan weer de potentie om een doorgedreven zuivering te bewerkstelligen. Zowel overstromingsfrequentie als overstromingsduur werd door riviermanipulatie gewijzigd ten behoeve van navigatie en landbouw.



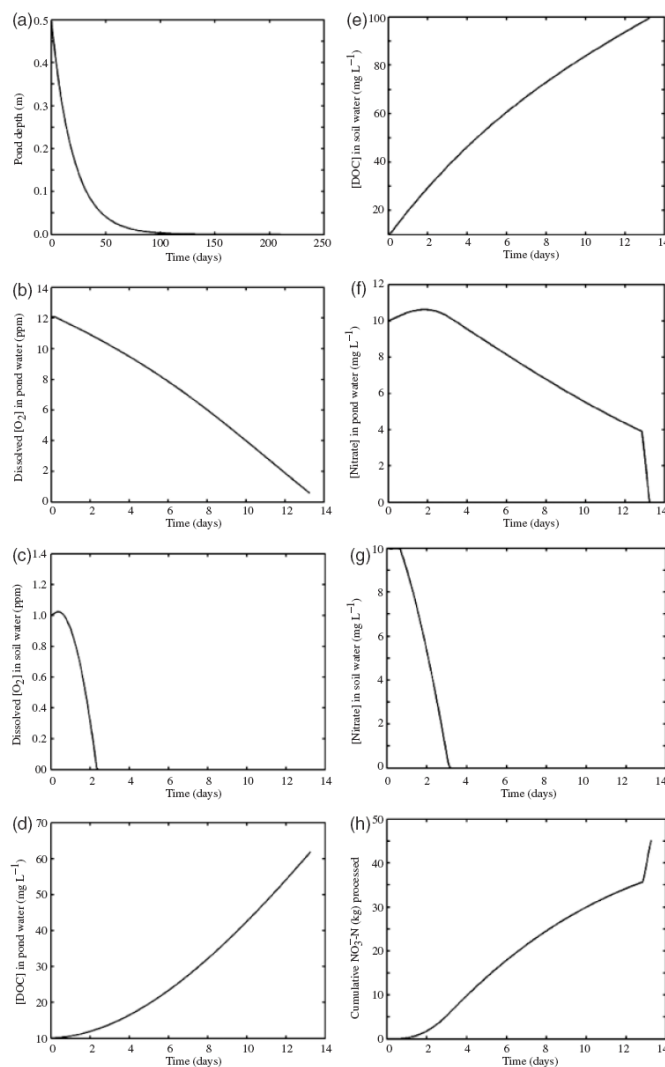
figuur 18: reductieprocessen in functie van inundatietijd en relatieve concentraties van de verschillende stoffen die voor de oxidatie van organisch materiaal worden gebruikt

Bron: Mitsch en Gosselink, 1993

De denitrificatie heeft vooral plaats in de poelen die ontstaan bij het terugtrekken van het overstromingswater. De belangrijkste factor naast overstromingsfrequentie is dan ook de aanwezigheid van microreliëf in het overstromingsgebied.

Gergel (2005) ontwikkelde een denitrificatiemodel voor tijdelijke poelen. Bij het terugtrekken van het water, stijgt de organische belasting en neemt de zuurstofbeschikbaarheid geleidelijk af. Nitraatrijk infiltratiewater stroomt via het poriënwater geleidelijk toe naar de poel. Dit zijn ideale omstandigheden voor denitrificatie. Een hydraulische verblijftijd van minstens 5 dagen werd gesuggereerd als een minimum voor efficiënte denitrificatie omdat dit voldoende tijd geeft aan de microbiële processen en de depositie van gesuspendeerd organisch materiaal (Kadlec, 1996; Mitsch en Gosselink, 1993). Zuurstofdepletie treedt op na enkele dagen, afhankelijk van de initiële zuurstofconcentratie, de temperatuur, de biologische zuurstofvraag (BZV), ... Eenmaal de zuurstof is opgebruikt, wordt nitraat gereduceerd.

figuur 19 toont in functie van de tijd, de diepte van het water in de poel (a), opgelost organisch materiaal in de bodem (b), opgeloste organische koolstof in de bodem (c), nitraatgehalte in het oppervlaktewater (d), opgeloste zuurstof in oppervlaktewater (e), nitraatgehalte van het poriënwater (f), opgeloste organische koolstof in het oppervlaktewater (g), cumulatief verwijderde nitraat (h).



figuur 19: verloop van denitrificatie en de bepalende variabelen bij het infiltreren van het overstromingswater in poelen

Bron: Gergel, 2005

Maatregelen die de overstromingsfrequentie en/of het overstroomde gebied wijzigen, hebben aldus een impact op denitrificatie. Het aantal poelen, de poelgrootte en de levensduur van de poelen zijn hierbij belangrijke factoren. Het infiltreren van relatief zuurstofrijk oppervlaktewater in de organische rijke bodems van het overstromingsgebied, creëert ideale omstandigheden voor denitrificatie. Het versneld laten leeglopen van een overstromingsgebied heeft aldus een negatief effect. Men moet wachten op infiltratie omdat het nitraatrijke oppervlaktewater anders gewoon terugloopt naar de waterloop zonder dat er significante denitrificatie plaatsvond. Tijdens de infiltratie passeert het nitraatrijke water het organische substraat van de zuurstofarme bodem.

Cox et al (2004) deden een literatuuronderzoek naar denitrificatie in intergetijdengebieden. Hiervoor werden enkel de getallen met betrekking tot de Schelde in rekening gebracht, gezien de afhankelijkheid van totale belasting van het systeem die ongekend is voor de andere in de literatuur beschreven systemen. Zij vonden een range van 70 tot 300 mg N/m².d voor natuurlijke intergetijdengebieden.

Cox et al (2004) voerden een berekening uit met een aangepaste versie van het OMES-model, dat biologische en biochemische processen modelleert voor de Schelde, en bekwamen volgende cijfers voor de aanleg van gereduceerde getijdengebieden:

Brak gebied: 30 mg N/m².d

Zoet gebied: 48 mg N/m².d

Deze getallen zijn als zeer indicatief te beschouwen, maar zijn wel realistisch in vergelijking met de literatuurgetallen. Deze getallen kunnen in de MKBA slechts voor een beperkte periode meegenomen worden omdat een volwassen schor in een evenwichtssituatie terechtkomt waar zowel sedimentatie als erosie plaatsvindt. In de MKBA actualisatie van het Sigmaplan rekende men met 15 jaar. (De Nocker et al., 2004)

6.3.4 Nutriëntenopslag in biomassa

→ **Proces**

Nutriënten worden rechtstreeks uit het milieu opgenomen door planten, die ze omzetten in biomassa. De nutriënten worden aldus (tijdelijk) uit het milieu verwijderd. Alle natuurtypen nemen uiteraard nutriënten op. We nemen echter aan dat vooral bossen met een grote, langlevende biomassa van belang zijn voor de opname en buffering van nutriënten. Bij de andere natuurtypen is dit tijdelijk omdat de nutriënten bij het vergaan van de planten teruggebracht worden in het milieu. Nutriëntenopname door bossen is slechts een ecosysteemdienst wanneer vermeden wordt dat N en P in het grond- of oppervlaktewater terechtkomen en zo kan leiden tot zuiverder water.

→ **Welke factoren spelen een rol bij de processen?**

De biomassaproductiviteit (jaarlijkse toename in biomassa), de biomassavoorraad (massa per oppervlakte-eenheid) en de specifieke nutriëntenratio's (de verhouding tussen stikstof en fosfor) van het vegetatietype per eenheid biomassa spelen een rol bij de opslag van nutriënten in bovengrondse biomassa.

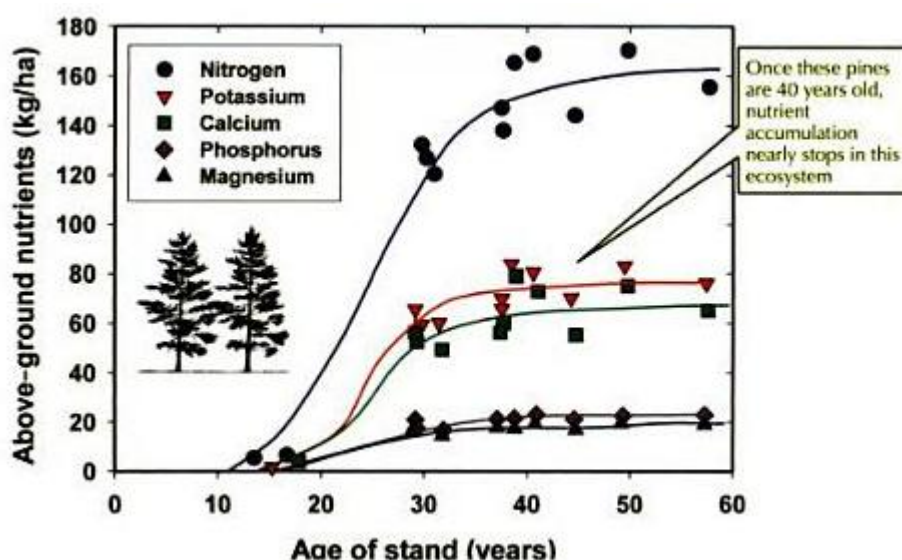
We nemen aan dat vooral bossen met een grote, langlevende biomassa van belang zijn voor de opname en buffering van nutriënten en leggen vooral hier de nadruk op. De biomassa-inhoud van bossen is tamelijk goed gedocumenteerd in functie van koolstofopslag en wordt hoofdzakelijk bepaald door de boomsoort en de bosleeftijd.

In het begin van het groeiproces zal de biomassa slechts geleidelijk toenemen om zich vervolgens te maximaliseren eenmaal de jonge bomen een volwassen stadium bereiken. In dat stadium zullen ze maximaal groeien om vervolgens terug te vertragen in hun groei. Dit ontwikkelingstraject zal gevoelig verschillen in functie van de maximale leeftijd van de boomsoort. Populieren, wilgen en naaldbomen leven in Vlaanderen bijvoorbeeld veel korter dan langlevende soorten zoals eiken, beuken en elzen.

Een deel van de jaarlijks opgenomen nutriënten komen terug vrij na decompositie van bladval in de strooisellaag. Deze worden gedeeltelijk terug opgenomen door de vegetatie (cycleringsgraad). Een deel zal dus gebonden blijven in de strooisellaag en de voorraden organisch materiaal in de bodem.

De biomassaproductiviteit wordt mede bepaald door de standplaatscondities en de daarmee geassocieerde beschikbaarheid van licht, water en nutriënten. Nutriëntenlimitatie voor één of meerdere nutriënten heeft tevens een invloed op de groei. De meeste Vlaamse bossen zijn hoogproductief en kennen weinig of geen nitraat of fosfaatlimitatie.

De accumulatie van nutriënten en andere elementen in bovengrondse biomassa van bossen wordt geïllustreerd in figuur 20.



figuur 20: accumulatie van P en N in biomassa in functie van de bosleeftijd

Bron: Krebs, 2008

De verhoudingen tussen nutriënten onderling en de nutriënteninhoud per eenheid biomassa kunnen sterk wijzigen in functie van de ontwikkeling van de vegetatie (Ohlson and Malmer 1990). Dit is onder meer het gevolg van een gedifferentieerde nutriënteninhoud voor de verschillende onderdelen van een plant/boom (bladeren, schors, saphout, kernhout, takken enz.). Naarmate een bos groeit en de omstandigheden veranderen (dicht bos, open bos, ondergroei, dunningen) zal de relatieve verhouding tussen deze onderdelen veranderen.

Struweel, ruigten en jonge bossen zullen relatief veel nutriënten opnemen per kg biomassa in vergelijking met oudere bossen. Dit omdat ze nog overwegend veel takken en schors hebben en minder stamhout (Andre & Ponette 2003).

→ **Kwantificering van de opslag van nutriënten in biomassa**

tabel 23: overzicht van waarden voor nutriëntenopname in bovengrondse biomassa voor verschillende boomsoorten

Soort	leeftijd	Biomassa (kg/ha)	g N/kg	g P/kg	kg N/ha	kg P/Ha
jack Pine	40	x			150	70
Els (jonge aanplant 0-4 jaar)			15,00	1,50		
Alnus incana (Gauwe Els)	3		8,80	1,00		
A. Incana (Gauwe Els)	5		7,30	0,80		
A. Incana (Gauwe Els)	5		9,40	1,20		
A. Incana (Gauwe Els)	5		9,30	0,70		
A. Incana (Gauwe Els)	6		7,00	0,70		
A. Incana (Gauwe Els)	8		6,00	0,70		
A. Incana (Gauwe Els)	9		6,90	0,80		
A. Incana (Gauwe Els)	11		7,30	0,80		
A. Incana (Gauwe Els)	17		4,30	0,30		
A. Incana (Gauwe Els)	35		5,40	0,45		
douglass spar	26	159	2,82	0,21	448,0	33,7
douglass spar	28	166	3,24	0,17	538,0	27,6
douglass spar	29	164	2,99	0,21	490,0	34,6
douglass spar	36	194	2,27	0,15	440,0	28,3
douglass spar	54	363	1,21	0,09	440,0	33,8
Eik		154,4	2,46	0,19	379,9	28,6
Eik		208	2,06		429	
Hornbean		191,3	2,60	0,20	498,0	38,5
Quercus petraea + Fagus sylvatica (1)	150	90	3,04	0,17	274,0	15,0
Sorbus aucuparia + Betula verrucosa (1)	28	37,9	1,90	0,18	72,0	7,0
Total (1)		127,9	2,71	0,17	346,0	22,0
Quercus petraea	37-182	154,4	2,46	0,19	380,0	29,0
Carpinus betulus	20-50	36,9	3,20	0,27	118,0	10,0
Total (2)		191,3	2,60	0,20	498,0	39,0
Quercus robur	75	41,9	2,91	0,26	122,0	11,0
Fagus sylvatica	75	29,5	2,20	0,14	65,0	4,1
Carpinus betulus	35	37,7	2,49	0,17	94,0	6,4
Total (3)		112,2	2,50	0,19	281,0	21,5
Quercus robur	120	298,2	2,45	0,16	732,0	47,0
Carpinus betulus	20	29,3	3,79	0,27	111,0	8,0
Total (4)		327,5	2,57	0,17	843,0	55,0
Quercus robur	72	134,8	2,42	0,16	326,0	22,0
Fagus sylvatica		111,3	2,36	0,09	263,0	10,0
Total (5)		246,1	2,39	0,13	589,0	32,0
Gematigde loofbossen		307	1,56		479	
Gematigde naaldbossen		152	2,90		442	
Betula pendula (Zilver berk)	5		6,00	0,70		
B. Pendula (Zilver berk)	6		4,40	0,70		
B. Pendula (Zilver berk)	9		5,50	0,70		
B. Pendula (Zilver berk)	11		4,90	0,50		
B. Pendula (Zilver berk)	14		3,20	0,30		
Betula pubescens (Witte berk)	6		3,80	0,50		
B. Pubescens (Witte berk)	11		4,60	0,50		
B. Pubescens (Witte berk)	20		2,60	0,40		
B. Pubescens (Witte berk)	40		1,90	0,20		
Salix triandra (Amandelwilg)	5		4,10	1,10		
S. Triandra (Amandelwilg)	10		5,40	0,70		
S. Phyllicifolia (wilg)	5		3,20	1,20		
S. Phyllicifolia (wilg)	10		4,50	0,60		

Bronnen: macLein & Wein, 1977; Cole & Rapp, 1981; Uri, 2003; Ponette, Ranger et al. 2001, Andre & Ponette, 2003; Nys, 1983; froment, 1971; Duvigneaud, 1971; Mussche, 1998; Cole & Porter, 1981; Hytonen, 2009

tabel 24: overzicht van N- en P-inhoud in functie van boomomtrek en per kg biomassa

Soort	Boomomtrek in cm	Biomassa/boom (kg)	N (g)	P (g)	g N/kg	g P/kg
eik	50	120	340,00	30,00	2,8333	0,25
eik	70	270	720,00	60,00	2,6667	0,2222
eik	90	480	1260,00	100,00	2,625	0,2083
eik	110	775	1970,00	160,00	2,5419	0,2065
eik	130	1150	2840,00	230,00	2,4696	0,2
eik	150	1600	3900,00	300,00	2,4375	0,1875
eik	170	2150	5140,00	400,00	2,3907	0,186
eik	190	2800	6580,00	500,00	2,35	0,1786
eik	210	3550	8200,00	620,00	2,3099	0,1746
hornbeams	10	2	6,00	30,00	3	15
hornbeams	20	10	35,00	60,00	3,5	6
hornbeams	30	29	97,00	100,00	3,3448	3,4483
hornbeams	40	61	197,00	160,00	3,2295	2,623
hornbeams	50	111	343,00	230,00	3,0901	2,0721
hornbeams	60	179	539,00	300,00	3,0112	1,676
hornbeams	70	270	790,00	400,00	2,9259	1,4815
hornbeams	80	384	1100,00	500,00	2,8646	1,3021

Bron: Andre & Ponette, 2003

Uit dit literatuuronderzoek leiden we af dat de biomassa van bossen ongeveer 4 kg N en 0.4 kg P per ton biomassa bevat. Jonge bossen en struikachtigen hebben een hogere N- en P-inhoud (6 kg/ton en 0.6 P/ton) omdat ze verhoudingsgewijs nog veel dunne takken en schors hebben. Voor oude bossen met veel stamhout geldt een iets lagere N- of P-inhoud (2 kg N/ton en 0,2 kg P/ton). Sommige soorten hebben een iets hogere nutriënteninhoud (bvb Els). Dit kan zijn omdat ze verhoudingsgewijs meer takken, schors en bladeren hebben dan stamhout (Ranger, Marques et al. 1995; Alifragis, Smiris et al. 2001). Daarnaast kunnen bepaalde soorten speciale mechanismen hebben voor nutriëntencyclering. Zo hebben Elzenbroekbossen nitraatfixerende mechanismen in hun wortelstelsel en kunnen ze door verzuring meer fosfaat vrijstellen uit de bodem (Compton & Cole 1998).

De biomassa van een bos kan men terugvinden in tabel 38. Indien biomassa uitgedrukt wordt als koolstofinhoud per ha, dient men deze waarde te vermeerderen met een factor 2. Een ton biomassa, bevat dus ongeveer 450-550 kg koolstof. Deze relatie kan ook gebruikt worden om de bevonden waarden voor koolstofsequestratie te relateren aan nutriënteninhoud.

De ondergrondse levende biomassa bedraagt 20 tot 25 % van de bovengrondse biomassa en dient daaraan toegevoegd te worden (Cairns, 1997).

6.3.5 Nutriëntenopslag in bodems

→ Proces en beïnvloedende factoren

Nutriënten worden niet alleen opgeslagen in levende biomassa, maar ook in het organisch materiaal van de bodem. Afgestorven biomassa vormt de strooisellaag die zal afgebroken worden, waardoor de nutriënten uiteindelijk in de bodem (en het grondwater) terechtkomen. De nutriënten zijn gefixeerd in het organisch materiaal en niet direct biologisch beschikbaar. Organisch materiaal zal sneller mineraliseren bij een lagere grondwatertafel. Bij mineralisatie zal de stikstof vrijkomen onder de vorm van ammonium dat vervolgens omgezet wordt in nitraat (nitrificatie), dat door denitrificatie omgezet wordt naar stikstof (zie 6.3.3). Ammonium bindt sterk aan kleideeltjes en zal weinig lekken naar het grondwater als er voldoende capaciteit is voor kationenabsorptie

(gerelateerd aan het kleigehalte in de bodem). Dit verklaart de hoge correlatie tussen denitrificatie en het klei-leemgehalte in de bodem.

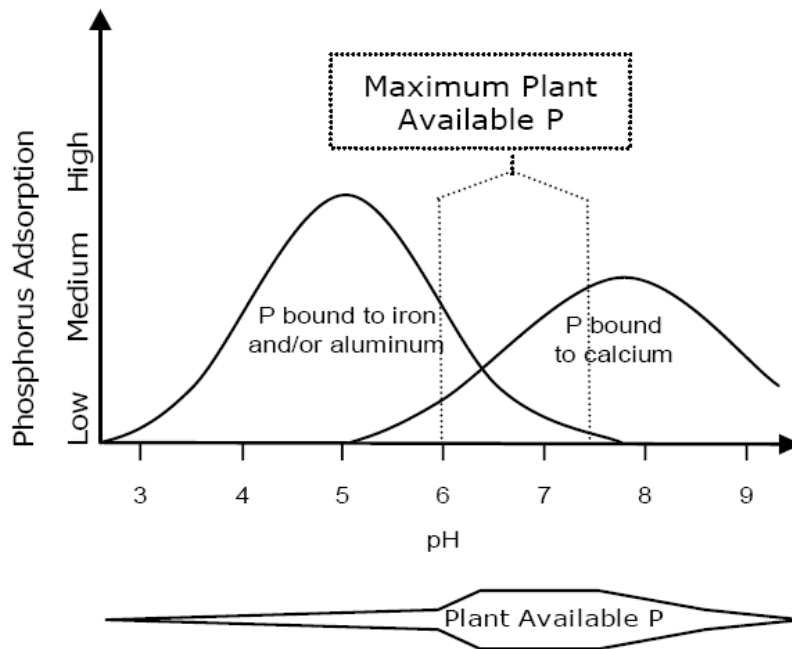
Indien er weinig klei en leem in de bodem aanwezig is zal het ammonium wel kunnen weglekken naar het grondwater. Een groot deel zal wel nitrificeren in de bodem, maar zonder voldoende waterverzadiging (=de reden voor de mineralisatie) zal het niet denitrificeren. Een deel zal opgenomen worden door vegetatie – dit is ook zichtbaar bij gedegradeerde moerasesystemen. Als deze nitraatgift de behoeften van de vegetatie overschrijdt zal het nitraat weglekken naar het grondwater en eventueel gedraineerd worden naar het oppervlaktewater.

Uit analyse van tuinbouwpercelen (VLM, 2008) kwam naar voor dat de stikstofresidu's bij organisch rijke landbouwbodems veel hoger zijn dan bij bodems met weinig organisch materiaal. Wellicht omdat de vrijstelling van stikstof uit mineralisatie van dat organisch materiaal niet in rekening gebracht werd bij de bepaling van de bemesting. Deze vrijstelling uit organisch materiaal gaat niet enkel op voor landbouwpercelen, maar is een algemeen gegeven, gezien de algemene daling van grondwaterpeilen in de laatste 50 jaar. Deze daling is het gevolg van rechte trekkingen en uitdiepingen van waterlopen en verminderde infiltratie door verhard oppervlak.

Deze ecosysteemdienst is van toepassing op alle natte natuurtypes. Verwijdering door macrofyten, bezinking of begraving vindt enkel plaats in waterbodems en overstromingsgebieden (slik en schor).

Nutriëntenopslag in de bodem is slechts een ecosysteemdienst als er vermeden wordt dat P en N terechtkomen in grond- of oppervlaktewater of als ze eruit verwijderd worden door macrofyten, bezinking of begraving.

Het probleem van eutrofiëring door fosfaat is dan ook grotendeels te wijten aan de directe input van fosfaat in de waterlopen of door fosfaatdoorslag uit landbouwgrond. Fosfaatdoorslag komt voor wanneer er meer fosfaat wordt ingebracht dan dat de bodem kan bufferen (door binding aan Fe, Ca, Al). De buffercapaciteit van de bodem is sterk afhankelijk van samenstelling, textuur en de redoxcondities (bodem pH). Met name de aanwezigheid van ijzer, aluminium en calcium is belangrijk (zie figuur 21). Directe input van fosfaat is vooral te wijten aan lozingen en landerosie (fosfaat geadsorbeerd aan sedimenten). Ook kan een verandering van bodemhydrologie zorgen voor wijzigingen in bodem pH en aldus P vrijstellen naar het grondwater.



figuur 21: fosfaatbinding in bodems aan ijzer, aluminium en calcium in functie van pH

Wel is P in biomassa en P in organisch materiaal in bodems van belang voor de nutriëntencyclus en bodemvorming. Een organisch rijke bodem bevat P-voorraden die door microbiële processen in de bodem op een geleidelijke en natuurlijke manier vrijgesteld worden als biologisch beschikbaar fosfaat. Het draineren van veenrijke bodems kan dus wel zorgen voor eutrofiëring, omdat er dan door mineralisatie veel P vrijkomt dat biologisch beschikbaar is voor de planten. Indien de planten dit onvoldoende kunnen opnemen zal het drainagewater fosfaatrijk zijn.

→ **Kwantificering van nutriëntenopslag (N en P) voor alle natuurtypes behalve open water, oeverzones en slik en schor**

Bodems bevatten een zeker gehalte aan organische koolstof. Uit tabel 25 blijkt dat een bepaald gehalte organische koolstof een vast percentage organische gebonden stikstof bevat (4-5%) (Vicca, 2009). Dit percentage is dus hoger dan voor levende biomassa, en wellicht te wijten aan het gegeven dat de strooisellaag, die de basis vormt voor het organisch materiaal in de bodem, voornamelijk bestaat uit bladeren en dunne takken.

tabel 25: koolstof en stikstofinhoud van venige bodems

	Sapric Histosol		Histic Gleysol		Haplic Gleysol	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
Organic horizon						
Depth (cm)	0–40		0–36		0–10	
BD (g cm ⁻³)	0.15	0.03	0.18	0.10	0.10	0.01
C _{org} (g kg ⁻¹)	476	26	329	79	295	184
N (g kg ⁻¹)	20	2	17	3	13	5
pH (CaCl ₂)	3.5	0.1	3.3	0.3	2.9	0.1
Mineral horizon						
Depth (cm)	NA		36–40		10–40	
BD (g cm ⁻³)	NA		0.44	0.13	0.74	0.26
C _{org} (g kg ⁻¹)	NA		83	27	84	63
N (g kg ⁻¹)	NA		4	1	4	3
pH (CaCl ₂)	NA		3.6	0.0	3.2	0.1
Soil texture	NA		Sandy-loamy		Sandy-loamy	

BD, bulk density; C_{org}, organic carbon; NA, not applicable.

Bron: Vicca, 2009

Voor de verhouding N/P in planten vinden we een verhouding van 14 tot 16, afhankelijk of er N- (< 14) of P-limitatie (>16) is (Koerselman, 1996). Indien we aannemen dat er een gemiddelde N/P verhouding is van 15 en dat de verhouding tussen N en C gelijk is aan 0,04, is de opslag van P 0,35 % van de koolstofvoorraad in bodems. Eén ton organische koolstof zal dus representatief zijn voor een schaduwwaarde van 40-50 kg N en 3-4 kg P.

→ **Kwantificering fosfaatretentie in wetlands**

De fosfaatretentie hangt in essentie af van de toename of afname van de koolstofvoorraden (4-5 g P/kg C). Bij jonge moerassen kan deze P-opname vrij groot zijn. Bij een toename van 17 ton C/ha.j, is er een P-vastlegging van 68-85 kg/j in organisch materiaal. Indien deze fosfaataanvoer gebeurt via oppervlaktewater, is er een effectieve zuiveringsfunctie.

Kengetallen op basis van metingen zeggen niet veel over de efficiëntie (zie tabel 26). Moerasleeftijd en relatieve toename van de koolstofvoorraden zijn belangrijke verklarende factoren. Tevens is de aanwezigheid van ijzerrijke kwel in grondwatergevoede moerassen ook van belang voor eventuele fosfaatfixatie in ijzercomplexen (cfr. Proces waterbodems).

tabel 26: fosfaatretentie-efficiëntie van moerassen

Totale P	6% toename – 72% afname	Koskiaho et al. (2003)
	53% reductie	Kovacic et al. (2006)
oplosbaar P	<10% reductie	Braskerud (2002)
	12–31% reductie	Wedding (2000)
	33% toename – 33% afname	Koskiaho et al. (2003)

Bron: Kay, Edwards et al., 2009

6.3.6 Nutriëntenopslag in waterbodems, oeverzones en slik en schor

→ **Proces**

Nutriënten kunnen op verschillende manieren in het oppervlaktewater terechtkomen: door depositie uit de lucht, door afspoeling van het land, via het grondwater of door lozingen.

Waterlopen bouwen een zekere sliblaag op, die uiteraard organische koolstof en organisch gebonden stikstof en fosfaat bevat. De omvang van de sliblaag en het gehalte aan organische koolstof is sterk afhankelijk van het type waterloop en de omstandigheden (stroomsnelheid, organische belasting, zuurstofgehalte in het water enz.).

Fosfor zal tevens opgeslagen worden in waterbodems via de vorming van ijzercomplexen. Oplosbaar P reageert sterk met bodem en sedimenten. Andere nutriënten (C, N) kunnen gemakkelijker verwijderd worden uit het watersysteem door hun hogere mobiliteit en de mogelijkheid tot gasvorming (CO₂, N₂O, NH₃, N₂, CH₄) (Mitsch et al., 2000). De reacties die hieraan ten grondslag liggen zijn een combinatie van sorptie/desorptie en het precipiteren/oplossen van mineralen (House, 2003). Fosfaat wordt verwijderd uit het water door adsorptie aan sedimenten in de

stroombedding, sedimentatie en door opname door algen en in water levende macrofyten (de Wit, 1999). De adsorptie door sedimenten is een belangrijk mechanisme voor de retentie van fosfor, maar deze interactie blijkt nog niet in grote mate bestudeerd te zijn (de Wit, 1999).

Fosfaatretentie in waterbodems

In rivieren waar de stroomsnelheden laag zijn en sedimentatie erosie overtreft, zal de afvoer van P naar sedimenten het grootst zijn (McDowel, 1985). Bij vastlegging van P in de waterbodem spelen ijzer, aluminium en calcium in de meer geoxideerde systemen een belangrijke rol (De Haan en Zwerman, 1978). Ook het gehalte aan organische stof is een belangrijke factor voor de opslag van P. IJzer wordt als de meest belangrijke factor beschouwd. Aluminium en calcium zijn belangrijker in relatief ijzerarme bodems. Het kleigehalte is meestal positief gecorreleerd met het ijzergehalte (De Haan en Zwerman, 1978). De beschikbare zuurstof in de waterbodem wordt verbruikt door aanwezige organismen zodat andere elektronenacceptoren gebruikt worden in de reductiereacties. Mangaan- (Mn(IV)-en ijzerionen (Fe(III)) en sulfaat (SO_4^{2-}) zullen – indien aanwezig – sequentieel optreden als elektronen-acceptoren in reductiereacties (Stumm et al., 1996) (zie figuur 18). De adsorptie van fosfor wordt in feite bepaald door een neerslagreactie van fosfaat aan ijzer dat zich in het oppervlaktewater en in de waterbodem bevindt. De neerslagvorming van ijzerfosfaat (FePO_4) wordt bepaald door de beschikbaarheid aan reactief ijzer (opgelost Fe^{3+} en $\text{Fe}(\text{OH})_3$). Dit wordt op zich bepaald door de vorming van een fosforsulfide component (P_4S_3), wat bepaald wordt door de vorming van sulfide (S^{2-}) uit sulfaat (SO_4^{2-}) en de oplosbaarheid van ijzersulfide (FeS).

Zelfs bij 100 % zuurstofverzadiging in de waterkolom zal zuurstof slechts zeer ondiep doordringen in de waterbodem, wat leidt tot de vorming van Fe(III) op relatief beperkte diepte in de waterbodem (Woodruff et al., 1999). Als tegelijk de P-concentratie voldoende hoog is in het poriënwater kan FePO_4 precipiteren in de poriën. Dit mechanisme is belangrijker in zeer eutrofe wateren daar de zuurstofdiffusie beperkt is in de waterbodem en er voldoende hoge P-concentraties zijn (House et al., 1998). In zeer eutrofe wateren (kanalen en overstortbekkens) kan FePO_4 (ook wel vivianiet genoemd) tot 20 % van de waterbodemmassa uitmaken (Hearn et al., 1983).

Men zou kunnen nagaan of de ijzerconcentratie in oppervlaktewater en grondwater een verklarende variabele is voor de fosfaatfixatie in de waterbodems en de fosfaatconcentraties in het oppervlaktewater. Het herstellen van infiltratie in hoger gelegen bodems (met een zeker ijzergehalte) kan in belangrijke mate bijdragen aan de reductie van biologisch beschikbaar fosfaat in het oppervlaktewater. De goede waterkwaliteit in bepaalde waterlopen is in zekere mate toe te schrijven aan ijzerrijke kwel.

→ **Beïnvloedende factoren**

De factoren die van invloed zijn bij fosfaatsequestratie in waterbodems zijn:

- De concentratiegradiënt van fosfaat tussen het poriënwater in de bodem en het bovenliggende water;
- De snelheid van water boven de sedimenten;
- Bioturbatie effecten;
- Ijzerconcentratie voor waterbodems.

Bron: Burley et al., 2001;

→ **Kwantificering fosfaatretentie in bufferstroken (oeverzones)**

Fosfaatretentie in bufferstroken en oeverzones, hangt sterk samen met de erosieproblematiek. Fosfaat is gebonden aan fijne bodemdeeltjes en komt via sedimenten in het oppervlaktewater terecht. De werking van bufferstroken voor fosfaatretentie is sterk afhankelijk van de capaciteit van de bufferstrook om sediment tegen te houden en anderzijds de sedimentbelasting waaraan deze wordt blootgesteld. De benodigde breedte en efficiëntie kunnen berekend worden door erosiemodellen.

tabel 27: enkele waarden voor efficiëntie fosfaatretentie in bufferzones

Totale P	6% reductie	McKergow et al. (2003)
	10–98% reductie	Heathwaite et al. (1998)
	0–97% reductie	Uusi-Kämppe et al. (2000)
	31% reductie	Abu-Zreig (2001)
	60–80% reductie	Vallières (2005)
	8–97% reductie	Dorioz et al. (2006)
	27% afname – 41% toename	Borin et al. (2005)
Oplosbare P	16% reductie	Vaananen et al. (2006)
	61% afname	McKergow et al. (2003)
	17% afname – 475% toename	Borin et al. (2005)
	0–30% afname	Dorioz et al. (2006)

Bron: Kay, 2009

De efficiëntie loopt sterk uiteen. Er zijn dus niet meteen kengetallen beschikbaar (zie tabel 27).

→ **Kengetallen voor nutriëntenbegroting in overstromingsgebieden/slik en schor**

Bij overstromingen en afzet van sedimenten worden P en N die aan het sediment zijn gelinkt, afgezet in het overstromingsgebied. Voor de kwantificering ervan zijn niet meteen functies beschikbaar. In het kader van de MKBA actualisatie van het Sigmaplan heeft een literatuuronderzoek plaatsgevonden naar de grootteorde van P-begroting in groeiende slikken en schorren. Door sedimentatie en accumulatie van traag afbreekbaar materiaal bij schorren en slikken wordt P uit het water verwijderd. Uit metingen bij de rivier de Elbe blijkt dat de begraving 4 à 56 kg P per ha per jaar bedraagt (Dehnhart en Meyerhoff, 2002). Deze baat wordt slechts voortgebracht tot een evenwichtssituatie in het schor is bereikt. Wanneer dit zo is, is moeilijk vast te stellen. In de MKBA actualisatie Sigmaplan rekende men tot 15 jaar (De Nocker et al., 2004).

In dezelfde studie werden met het OMES-model twee fracties detritus gemodelleerd: snel afbreekbaar en traag afbreekbaar. Het snel afbreekbare materiaal accumuleert niet, maar accumulatie van traag afbreekbaar materiaal vindt wel plaats. In het gebruikte scenario voor het Sigmaplan werd dit geschat op 0.15 ton N/ha per jaar.

6.3.7 Klimaatregulatie

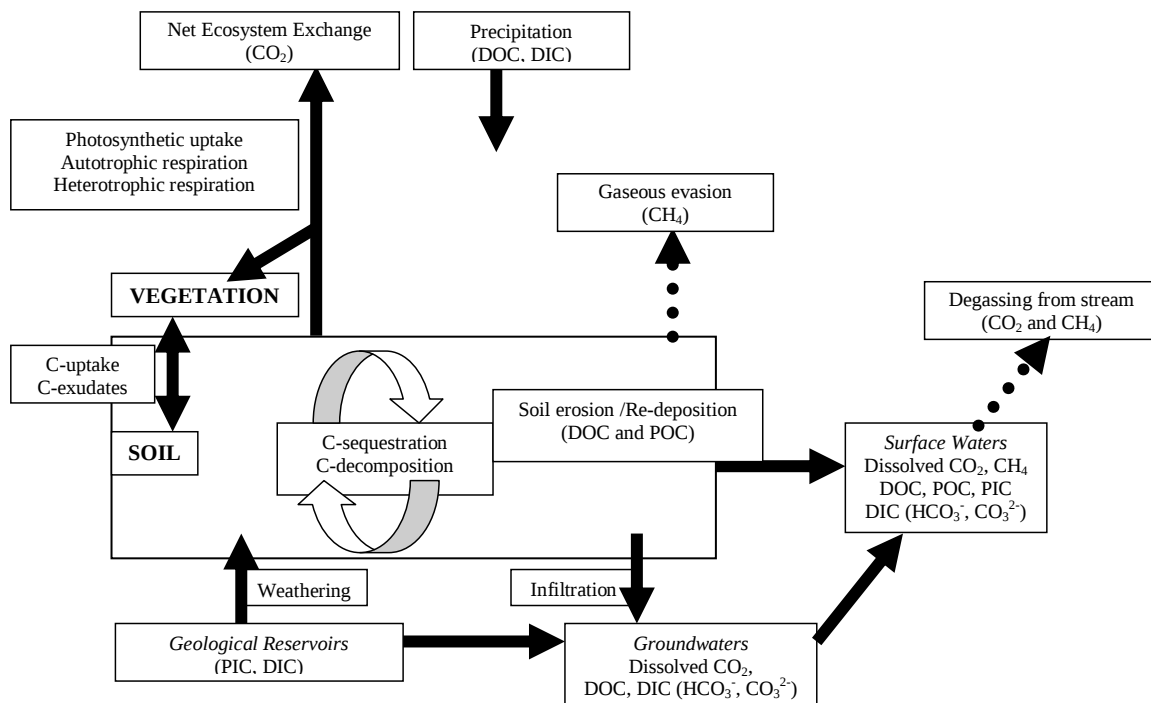
In dit onderdeel zal vooral de opslag van koolstof (C) worden besproken. Koolstof is ook een nutriënt, maar gezien de rol ervan in het broeikaseffect en de ermee gepaard gaande klimaatverandering, wordt het apart behandeld.

→ **Proces**

De koolstofcyclus is vrij complex (zie figuur 22) en de bespreking ervan wordt hier beperkt tot de opslag van koolstof in biomassa of bodems.

De opslag van koolstof in biomassa gebeurt in alle terrestrische en aquatische ecosystemen waar primaire productie plaatsvindt. Hierbij wordt CO_2 door planten en fytoplankton in levende biomassa vastgelegd door fotosynthese. Een groot deel van dat CO_2 komt terug in de atmosfeer terecht door respiratie. Het overblijvende deel van het organische C blijft achter in het ecosysteem als biomassa, in de strooisellaag of in de organische component van bodems (die op korte of lange termijn zal mineraliseren).

Allerlei factoren, al dan niet veroorzaakt door de mens, beïnvloeden de fluxen en kunnen zo extra C vastleggen in oceanen en/of terrestrische ecosystemen of net C vrijstellen in de atmosfeer. figuur 22 geeft een overzicht van alle "pools", "pathways" en "processes" die de koolstofhuishouding beïnvloeden.



Bron: after Worrall et al., 2003a; Billett et al., 2004

figuur 22: terrestrische stofstromen en processen van koolstof

In de context van deze studie bespreken we vooral de lange termijn C-opslag in bodems en biomassa. Er is geen relevantie indien de biomassa geen voldoende massa/ha of levensduur heeft om te spreken van opslag. Indien de dode biomassa opgeslagen wordt in de bodem, worden andere typen dan bos meegenomen bij captatie in de bodem. De verschillende vormen van kort roterende biomassa gewassen voor bio-energie worden in het kader van deze studie niet behandeld. Indien de biomassa geoogst wordt, veronderstellen we dat deze gebruikt wordt (veevoer, brandhout, compost, ...) en er dus geen netto effect is op de C-stock (positief danwel negatief). Indien er sprake is van houtproductie of bio-energie, komen deze positief in de balans, als er daardoor een vervangingseffect is ten aanzien van intensievere bouwmaterialen of brandstoffen. Finaal dient men daarbij ook de emissie van andere broeikasgassen en de emissies ten gevolge van beheer en transport in rekening te brengen.

Noot: Meestal spreekt men van C-sequestratie maar in andere gevallen is er ook sprake van CO₂-sequestratie. De molaire massa van koolstof is 12.0, terwijl de molaire massa van CO₂ 44.0 is. Eén ton C is dus 3.66 ton CO₂ en één ton CO₂ staat gelijk aan 0.27 ton C.

Het merendeel van de koolstof zit opgeslagen in de bodem (Janzen, 2004). Hieruit volgt dat relatief beperkte C-verliezen uit bodems toch een enorme impact kunnen hebben op de koolstofbalansen en de atmosferische concentraties van CO₂.

→ **Beïnvloedende factoren**

Een aantal fundamentele principes inzake koolstof sequestratie

- Er zijn drie compartimenten waar C-opslag kan plaatsvinden, namelijk in de biomassa, in de strooisellaag en in de bodem.
- De primaire productie is bepalend voor de netto jaarlijkse sequestratie, de jaarlijkse productie van organische biomassa en het soortelijk koolstofgehalte van de vegetatie. Voedselrijke ecosystemen zullen een hogere biomassaproductie kennen dan voedselarme ecosystemen.
- Een ecosysteem is altijd een resultante van successie (natuurlijke evolutie van de vegetatie in de tijd). Voedselarme ecosystemen zullen zonder beheer uiteindelijk evolueren naar meer voedselrijke systemen. De C-opslag in vroege successiestadia, zoals pioniersvegetaties, zal kleiner zijn dan deze in latere stadia, zoals bossen. Door ingrijpen van de mens of door natuurlijke gebeurtenissen (overstroming, storm,...) kan de successie gestopt of teruggekeerd worden.
- De hoeveelheid C die jaarlijks wordt opgeslagen is verschillend van de koolstofbuffer van een ecosysteem (de hoeveelheid C die opgeslagen is in het ecosysteem). De buffer wordt immers opgebouwd gedurende vele decennia, maar met relatief kleine jaarlijkse opnames. Jonge ecosystemen hebben vaak een hoge netto jaarlijkse sequestratie, terwijl oudere ecosystemen hierin vaak een bijna evenwicht hebben bereikt (lage netto jaarlijkse C-opslag). Oudere ecosystemen hebben wel een grote historische koolstofvoorraad opgebouwd (bvb oude bossen, veenmoerassen).
- De turn-over ratio van de levende biomassa: vegetatietypes die voornamelijk bestaan uit langlevende soorten, zoals bos, hebben per oppervlakte-eenheid een hoger koolstofgehalte in hun biomassa dan vegetatietypes die voornamelijk bestaan uit kortlevende soorten, aangezien het koolstofgehalte toeneemt naarmate de plant groeit.
- De turn-over van de organische component in de bodem is afhankelijk van de strooiselproductie enerzijds en de microbacteriële mineralisatie anderzijds. Bodemtype, waterhuishouding en de algemene klimatologische condities zijn bepalend voor de mineralisatie van organisch materiaal. Zure, natte omstandigheden vertragen mineralisatie en geven aanleiding tot een verhoging van

het organisch gehalte van de bodems. Indien de strooiselproductie hoger is dan de mineralisatie, zal er een netto aanrijking gebeuren.

- Het beheer van ecosystemen is bepalend voor de lange termijn C-opslag. Door menselijk ingrijpen kan de successie gestopt of teruggekeerd worden. Door graslanden niet te maaien, of bossen niet actief te beheren vergroot de netto-opslag van C in de bodem, strooisellaag en biomassa.

De opwarming van het klimaat zal zonder meer een positieve feedback geven en leiden tot de vrijstelling van grote koolstofvoorraden. Het creëren van nieuwe moerassen en bossen kan bijdragen tot bijkomende langdurige opslag van CO₂.

Factoren

De potentiële koolstofvoorraad in een bodem wordt enerzijds bepaald door de hoeveelheid en verteerbaarheid van dood organisch materiaal en anderzijds door de snelheid van de mineralisatieprocessen in de bodem. De bodemtextuur en de bodemhydrologie bepalen voor een groot deel de zuurstofbeschikbaarheid voor de mineralisatieprocessen die het organisch materiaal moeten verteren. Natte bodems en bodems met een hoog kleigehalte laten slechts beperkt zuurstof door en hebben dus een grotere intrinsieke capaciteit om koolstof op te slaan. Anderzijds kan ook een grote input van organisch materiaal zorgen voor een beperking van de zuurstofbeschikbaarheid. Het veranderen van vegetatie, beheer en hydrologie heeft aldus een invloed op de potentiële maximale koolstofvoorraad van de bodem. Bij onverstoorde ecosystemen neemt de C-voorraad geleidelijk toe tot een maximum. De verandering in de jaarlijkse koolstofopname is dus meestal maar tijdelijk en neemt af naarmate een nieuwe evenwichtstoestand bereikt wordt (West & Six 2007). De totale C-balans voor een vegetatietype/ecosysteem is dan ook een resultante van vele factoren. De netto vastlegging in biomassa en bodem vormt de belangrijkste factor. Bij duurzaam beheerde ecosystemen in een goede ecologische toestand zal deze balans minstens neutraal, tot sterk positief zijn. De kwantificering van de koolstofopslag zal vooral gericht zijn op het inschatten van een nieuwe evenwichtstoestand ten opzichte van de bestaande (actuele) C-voorraden.

→ **Kwantificering van de C-opname**

Algemene toepassing

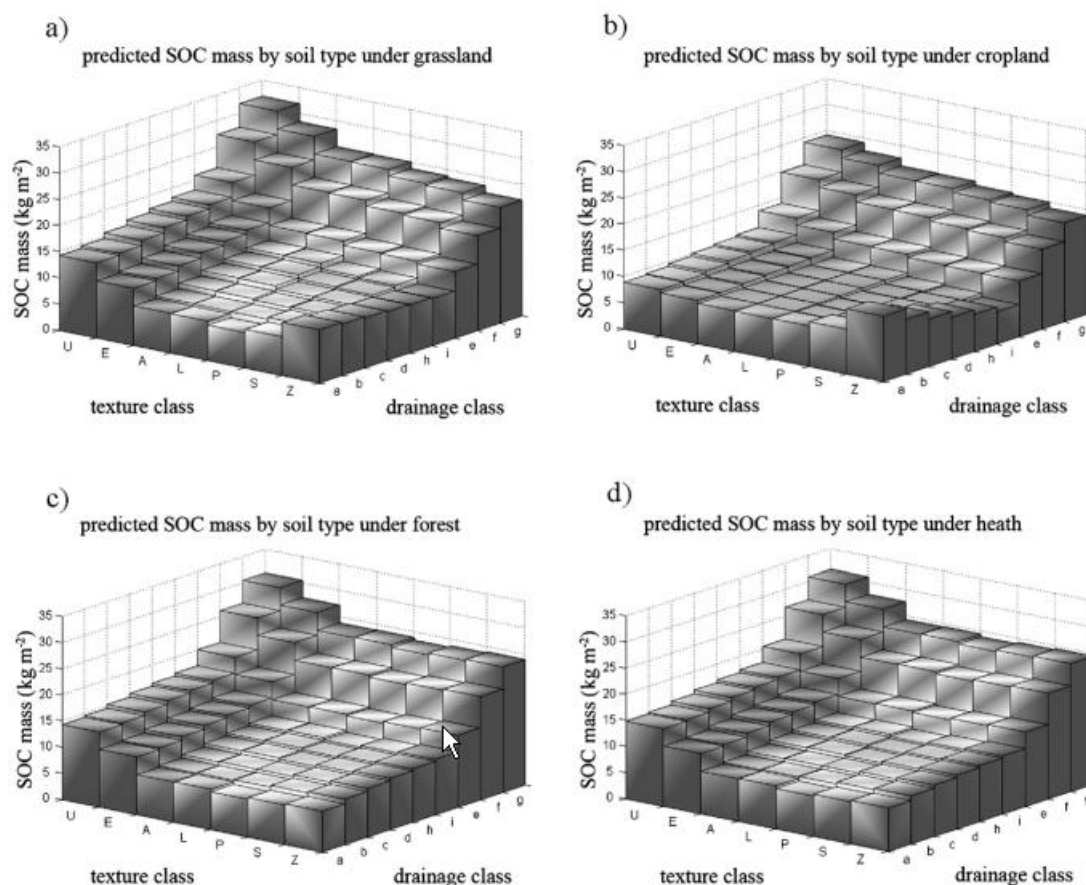
Veel studies gaan in op veranderingen in landgebruik. Sommige studies bemeten de netto ecosysteem respiratie aan de hand van monitoring, terwijl andere studies eerder de veranderingen in bodem C-voorraden bemeten over een gegeven periode. Deze studies zijn niet echt relevant omdat veranderingen in landgebruik doorwerken op langere termijnen dan dat de studies lopen en omdat er ook andere factoren dan landgebruik van belang zijn voor koolstofsequestratie (Schulp & Verburg 2009).

Daarom hebben we ook geopteerd om uit te gaan van de berekening van verschillen in potentiële evenwichtssituaties. Een ander landgebruik, waterhuishouding of beheer zal immers leiden tot een verandering in de potentiële maximale koolstofopslag.

Om de C-voorraad in de bodem te kwantificeren voor een bestaand gebied is de meest accurate methode het nemen van een bodemstaal om te kijken hoeveel C er aanwezig is. Deze stalen kunnen dan vergeleken worden met historische bodemstalen. Hiervoor kan men gebruik maken van de Aardewerk databank (Van Orshoven J., 1988).

Beschikt men niet over historische gegevens of over de middelen om bodemstalen te nemen, dan kan men op basis van drainageklasse en bodemtextuur de potentiële C-voorraad van de bodem bepalen op basis van Meersmans (2008). Meersmans ontwikkelde op basis van de bodemdatabank een regressiemodel dat voor de

verschillende combinaties van landgebruik, waterhuishouding (drainageklasse) en textuur de koolstofvoorraad voorspelt op 1 meter diepte (figuur 23). Dit gegeven is echter een historische situatie anno 1960, waarbij er naar alle waarschijnlijkheid reeds aanzienlijke koolstofverliezen waren. De drainageklasse is voor veel gebieden echter gewijzigd sinds de opmaak van de bodemkaart in 1960. Een verdere algemene verdroging heeft zich sindsdien doorgezet en daarbij kan de actuele koolstofvoorraad verder gedaald zijn. Dit wordt bevestigd door verschillende studies (Letten, Orshoven et al. 2005; Meersmans, B. Van et al. 2009; Mestdag, Steven et al. 2009) maar kan moeilijk veralgemeend worden voor alle bodemtypen. De huidige koolstofvoorraad voorspeld op basis van deze methodiek kan dus in zekere mate verschillen van de actuele koolstofvoorraad door reeds geleden verliezen. Een correctie in functie van de actuele drainageklasse is in vele gevallen noodzakelijk (momenteel werkt men aan een actualisatie van de bodemkaart).



Predicted SOC mass (kg m^{-2}) by drainage-texture class based on the regression model for different land use types: a) pasture, b) cropland, c) forest, d) heath.

figuur 23: voorspelde koolstofwaarden in functie van landgebruik, waterhuishouding en bodemtextuur

Bron: Meersmans, De Ridder et al. 2008

tabel 28: voorspelde koolstofwaarden in functie van landgebruik, waterhuishouding en bodemtextuur ton C/ha)

Grasland	TEXTUUR	Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand	Bossen	TEXTUUR	Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand
Grondwatertafel-drainageklasse		U	E	A	L	P	S	Z	Grondwatertafel-drainageklasse		U	E	A	L	P	S	Z
Zeet Droog (80-120 cm)	a	142	108	75	74	67	73	101	Zeet Droog (80-120 cm)	a	143	110	76	77	72	75	78
Droog (80-120 cm)	b	147	113	79	79	79	82	97	Droog (80-120 cm)	b	146	113	79	80	81	84	86
Matig droog (40-80 cm)	c	157	123	90	89	86	88	95	Matig droog (40-80 cm)	c	153	120	86	87	87	90	92
Matig nat (40-80 cm)	d	167	133	100	99	93	92	93	Matig nat (40-80 cm)	d	160	127	93	94	92	95	97
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	174	140	107	106	98	96	91	Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	165	132	98	99	96	99	101
Zeet Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	182	148	114	114	103	100	89	Zeet Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	170	137	103	104	100	103	105
Nat (0-20 cm)	e	210	176	142	142	133	132	126	Nat (0-20 cm)	e	200	167	133	134	131	135	137
Zeet nat (< 10 cm)	f	273	239	205	205	194	191	180	Zeet nat (< 10 cm)	f	261	228	194	195	191	194	197
Uiterst nat (< 0 cm)	g	318	283	250	249	237	233	220	Uiterst nat (< 0 cm)	g	304	271	237	238	233	237	239
Akkerland	TEXTUUR	Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand	Heide - Ruigte - Struweel	TEXTUUR	Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand
Grondwatertafel-drainageklasse		U	E	A	L	P	S	Z	Grondwatertafel-drainageklasse		U	E	A	L	P	S	Z
Zeet Droog (80-120 cm)	a	88	82	77	76	77	85	124	Zeet Droog (80-120 cm)	a	148	115	81	82	77	80	82
Droog (80-120 cm)	b	91	83	77	76	75	79	104	Droog (80-120 cm)	b	151	118	84	85	86	89	91
Matig droog (40-80 cm)	c	95	86	78	77	74	76	90	Matig droog (40-80 cm)	c	158	125	91	92	92	95	97
Matig nat (40-80 cm)	d	100	89	78	77	73	73	79	Matig nat (40-80 cm)	d	165	132	98	99	97	100	102
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	104	91	79	78	72	71	70	Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	170	137	103	104	101	104	106
Zeet Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	107	93	79	78	71	68	61	Zeet Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	175	142	108	109	105	108	110
Nat (0-20 cm)	e	139	126	114	113	107	106	105	Nat (0-20 cm)	e	205	172	138	139	136	139	142
Zeet nat (< 10 cm)	f	198	184	170	169	162	159	152	Zeet nat (< 10 cm)	f	266	233	199	200	196	199	201
Uiterst nat (< 0 cm)	g	241	225	211	210	202	199	188	Uiterst nat (< 0 cm)	g	309	276	242	243	238	242	244

Bron: Meersmans, 2008

Meersmans veralgemeent het bodemgebruik tot 4 verschillende landgebruikstypen (akker, grasland, bos en heide). Bepaalde vegetatietypen zullen echter niet gemakkelijk voorkomen op bepaalde bodemcondities. Voor moerasesystemen met aanwezigheid van (ondiep) open water, hanteren we een andere methodiek, omdat er hier sprake is van open water, waarbij een totale verlanding zal leiden tot een maximale koolstofvoorraad. Graslanden en bossen die voortgekomen zijn uit moerasesystemen door verlanding kunnen zeer diepe en omvangrijke koolstofvoorraden herbergen. De diepte van deze laag is echter niet te veralgemenen en kan enkel door boringen bepaald worden.

Bepaalde vegetatietypen en/of beheersvormen kunnen er voor zorgen dat de koolstofvoorraden iets hoger of lager kunnen uitvallen dan de voorspelde koolstofvoorraden.

- Een onbeheerd bos heeft tot 20 % meer bodemkoolstof, dan een beheerd bos. Dit zowel door het niet-onttrekken van dood hout als door de aanwezigheid van ondergroei.
- Een soortenrijk grasland onder natuurbeheer heeft veel meer wortelbiomassa en bodemkoolstof dan een intensief bemaaid cultuurgrasland.
- Een akker die bemest werd met kunstmest heeft een lagere koolstofvoorraad dan een akker die bemest werd met dierlijke mest (rijk aan organisch materiaal).
- Een loofbos heeft hogere koolstofvoorraden in de bodem dan een naaldbos.

Omdat de beheersomstandigheden voor natuurgebieden veelal positief zijn voor de opslag van C (onbeheerde bossen met ondergroei, soortenrijke natte graslanden enz.) kan aangenomen worden dat voor natuurgebieden de voorspelde koolstofvoorraden bereikt zullen worden.

Voor nieuw te creëren gebieden kan zowel de huidige als de nieuwe potentiële C-opslag bepaald worden met de methode van Meersmans. Men neemt dan het verschil in de potentiële koolstofopslag als uitgangspunt. Hierbij wordt ervan uitgegaan dat in de nieuwe situatie een maximale opslag van koolstof kan plaatsvinden.

Het verschil in potentiële koolstofopslag tussen de huidige situatie en de nieuwe situatie zal gerealiseerd worden volgens een proportionele functie. De jaarlijkse toename/afname (ΔC_t) wordt verondersteld een vast percentage (2,5 %) te zijn van het verschil tussen de situatie op een bepaald tijdstip (C_t) en de maximale koolstofopslag ($C_{\max}$) (met andere woorden $\Delta C_t = 0.025(C_{\max} - C_t)$) (tabel 29). Dit betekent dat de absolute jaarlijkse opname/afname (ΔC_t) zal afnemen naarmate de nieuwe evenwichtstoestand ($C_{\max}$) bereikt wordt. Het verschil tussen de huidige situatie (C_0) en de nieuwe evenwichtsituatie ($C_{\max}$) zal dus initieel zorgen voor een sterke jaarlijkse toename/afname (ΔC_t) om vervolgens proportioneel af te zwakken (figuur 24).

tabel 29: aanname van relatieve wijzigingen in koolstofvoorraad ten gevolge van een wijziging van de evenwichtssituatie in functie van tijd

jaar	Σ toename %	Σ afname %	jaarlijks %	jaar	Σ toename %	Σ afname %	jaarlijks %	jaar	Σ toename %	Σ afname %	jaarlijks %	Jaar	Σ toename %	Σ afname %	jaarlijks %
0	0.0	100.0	2.50	26	48.2	51.8	1.29	51	72.5	27.5	0.69	76	85.4	14.6	0.36
1	2.5	97.5	2.44	27	49.5	50.5	1.26	52	73.2	26.8	0.67	77	85.8	14.2	0.36
2	4.9	95.1	2.38	28	50.8	49.2	1.23	53	73.9	26.1	0.65	78	86.1	13.9	0.35
3	7.3	92.7	2.32	29	52.0	48.0	1.20	54	74.5	25.5	0.64	79	86.5	13.5	0.34
4	9.6	90.4	2.26	30	53.2	46.8	1.17	55	75.2	24.8	0.62	80	86.8	13.2	0.33
5	11.9	88.1	2.20	31	54.4	45.6	1.14	56	75.8	24.2	0.61	81	87.1	12.9	0.32
6	14.1	85.9	2.15	32	55.5	44.5	1.11	57	76.4	23.6	0.59	82	87.5	12.5	0.31
7	16.2	83.8	2.09	33	56.6	43.4	1.08	58	77.0	23.0	0.58	83	87.8	12.2	0.31
8	18.3	81.7	2.04	34	57.7	42.3	1.06	59	77.5	22.5	0.56	84	88.1	11.9	0.30
9	20.4	79.6	1.99	35	58.8	41.2	1.03	60	78.1	21.9	0.55	85	88.4	11.6	0.29
10	22.4	77.6	1.94	36	59.8	40.2	1.00	61	78.7	21.3	0.53	86	88.7	11.3	0.28
11	24.3	75.7	1.89	37	60.8	39.2	0.98	62	79.2	20.8	0.52	87	88.9	11.1	0.28
12	26.2	73.8	1.84	38	61.8	38.2	0.96	63	79.7	20.3	0.51	88	89.2	10.8	0.27
13	28.0	72.0	1.80	39	62.7	37.3	0.93	64	80.2	19.8	0.49	89	89.5	10.5	0.26
14	29.8	70.2	1.75	40	63.7	36.3	0.91	65	80.7	19.3	0.48	90	89.8	10.2	0.26
15	31.6	68.4	1.71	41	64.6	35.4	0.89	66	81.2	18.8	0.47	91	90.0	10.0	0.25
16	33.3	66.7	1.67	42	65.5	34.5	0.86	67	81.7	18.3	0.46	92	90.3	9.7	0.24
17	35.0	65.0	1.63	43	66.3	33.7	0.84	68	82.1	17.9	0.45	93	90.5	9.5	0.24
18	36.6	63.4	1.58	44	67.2	32.8	0.82	69	82.6	17.4	0.44	94	90.7	9.3	0.23
19	38.2	61.8	1.55	45	68.0	32.0	0.80	70	83.0	17.0	0.42	95	91.0	9.0	0.23
20	39.7	60.3	1.51	46	68.8	31.2	0.78	71	83.4	16.6	0.41	96	91.2	8.8	0.22
21	41.2	58.8	1.47	47	69.6	30.4	0.76	72	83.8	16.2	0.40	97	91.4	8.6	0.21
22	42.7	57.3	1.43	48	70.3	29.7	0.74	73	84.2	15.8	0.39	98	91.6	8.4	0.21
23	44.1	55.9	1.40	49	71.1	28.9	0.72	74	84.6	15.4	0.38	99	91.8	8.2	0.20
24	45.5	54.5	1.36	50	71.8	28.2	0.70	75	85.0	15.0	0.37	100	92.0	8.0	0.20

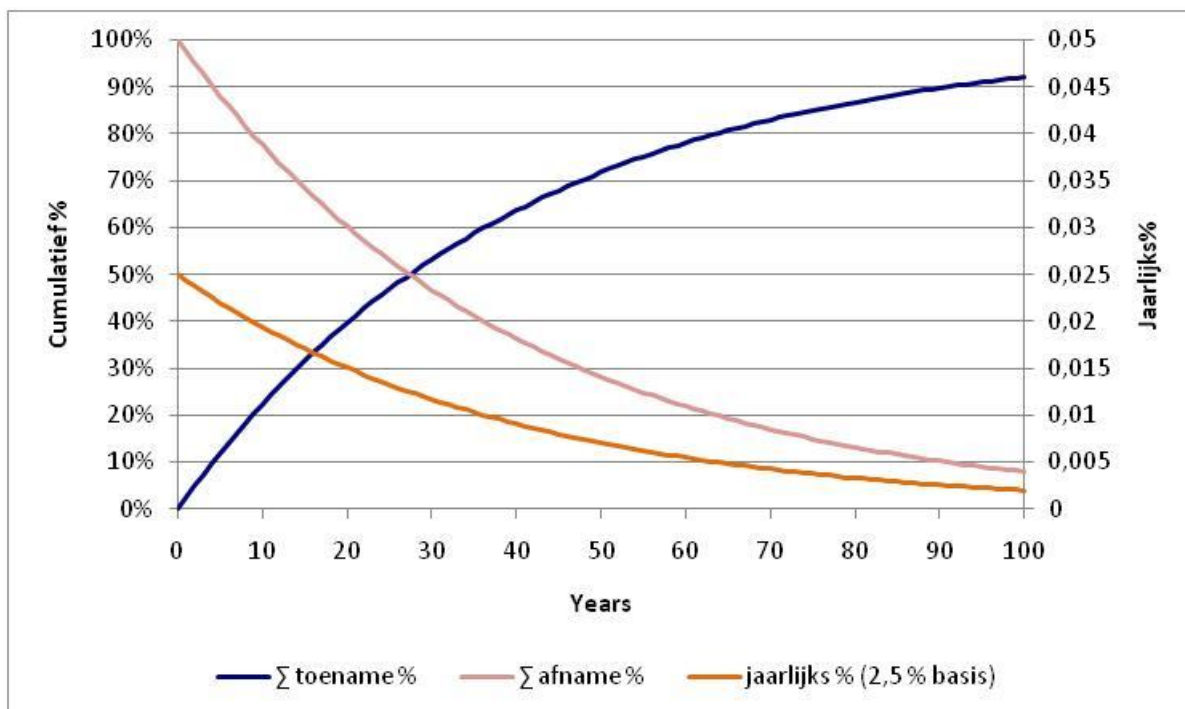
Aanname van 2,5% toe/afname per jaar

Kolom 1 = x jaar na wijziging

Kolom 2 = % wijziging ten aanzien van de totale wijziging in evenwicht (100 %), voor een wijziging die een positieve invloed heeft op de C-opslag

Kolom 3 = hetzelfde, maar dan voor een wijziging die C-inhoud doet afnemen.

Kolom 4 = de jaarlijkse relatieve wijziging ten aanzien van de totaal te verwezelijken wijziging

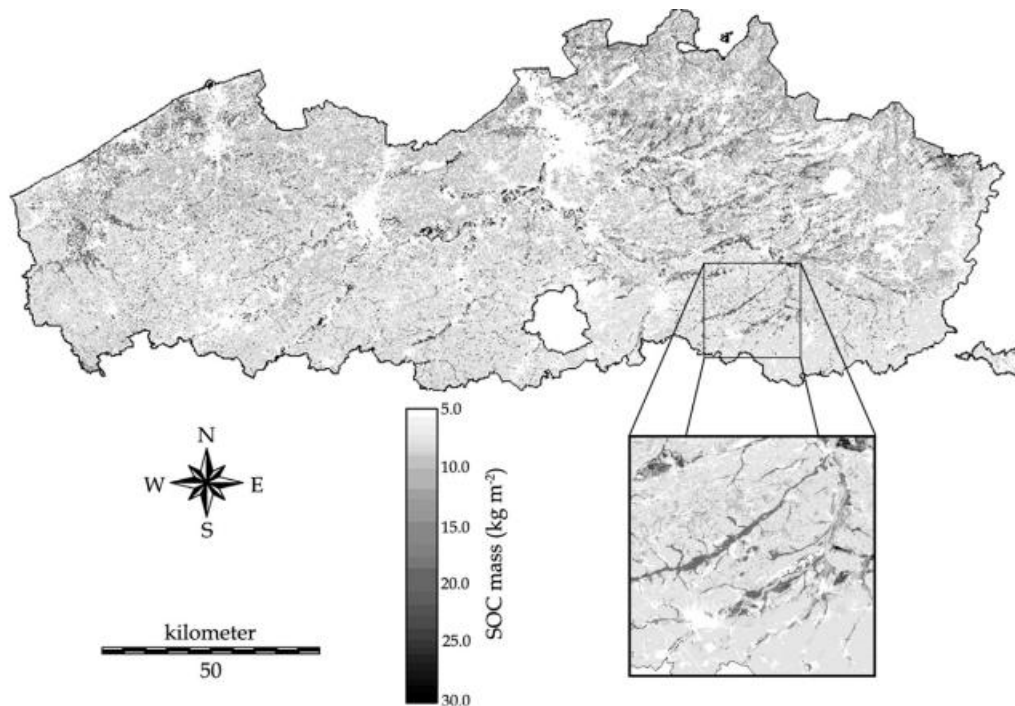


figuur 24: aanname van relatieve wijzigingen in koolstofvoorraad in de bodem ten gevolge van een wijziging van de evenwichtssituatie in functie van tijd

Voor bossen dient men tevens de koolstofvoorraden in de levende biomassa en in de strooisellaag in rekening te brengen. De opbouw van deze koolstofvoorraden is soortafhankelijk (maximale opslag) en is niet-lineair in functie van de bosleeftijd (maximale leeftijd). Voor andere vegetatietypen zijn deze pools eerder verwaarloosbaar. Deze niet-lineaire toename wordt voor praktische toepasbaarheid vereenvoudigd tot een universele groeicurve met procentuele toename in functie van de maximale bosleeftijd en daarmee geassocieerde maximale biomassa (zie bij bossen).

Voorbeeld:

Een akker op gedraineerde zandgrond met een koolstofvoorraad van 70 ton C/ha wordt omgezet naar een nat bos (drainageklasse f). Dit nat bos heeft een potentiële koolstofvoorraad in de bodem van 190 ton C/ha. Het verschil met de nieuwe evenwichtssituatie bedraagt aldus 120 ton C. De eerste 50 jaar wordt er 72 % van 120 ton C bijkomend opgenomen in de bodem (86 ton C). De strooisellaag bevat 20-50 ton C en de levende biomassa bedraagt 55 ton C.



SOC distribution map for Flanders (Belgium) based on predicted SOC mass for each land use–soil type class obtained by the use of a regression model (kg m^{-2}).

figuur 25: de voorspelde koolstofvoorraad in Vlaamse Bodems op basis van een regressiemodel

bron: Meersman 2008

Op basis van deze informatie kan men dus berekenen hoe groot de potentieel te realiseren koolstofopname is door landgebruiksverandering en/of wijziging van de waterhuishouding.

Deze methode zal ook gevolgd worden in de handleiding. Wat volgt is enkel ter verduidelijking van het feit dat meer specifieke vegetatie en beheer van invloed kunnen zijn op de koolstofvoorraden. In de eerste plaats toont dergelijke informatie aan dat er binnen eenzelfde landgebruik een belangrijke extra bufferfunctie gerealiseerd kan worden door specifieke beheersmaatregelen. Indien er informatie beschikbaar is over toekomstig en/of historisch beheer, kan deze informatie gebruikt worden om de nieuwe/oude evenwichtssituatie koolstofvoorraad eventueel hoger of lager in te schatten. Dit laatste dient echter te gebeuren met omzichtigheid. Vele studies vermelden bijv. enkel de netto jaarlijkse opname, maar geven niet aan hoe groot de koolstofvoorraad effectief is, welke de bodemcondities zijn of hoe oud het ecosysteem is. Andere studies geven dan weer wel informatie over de koolstofvoorraden in relatie tot beheer, hydrologie, textuur leeftijd enz. maar geven dan weer geen beeld over de actuele koolstofopname. Hetzelfde geldt voor allerlei studies over landgebruikconversie. Vele studies bevestigen wel de gestelde hypothesen, maar zijn vaak niet representatief om te kunnen veralgemenen. Een conversie van akker naar grasland zal in het begin zorgen voor een hoge koolstofopname, maar deze zal na verloop van tijd ook weer afnemen naarmate het evenwicht bereikt wordt. Een conversie die gepaard gaat met vernatting zal ook heel andere resultaten geven dan wanneer dit niet zo is.

1. Akkers

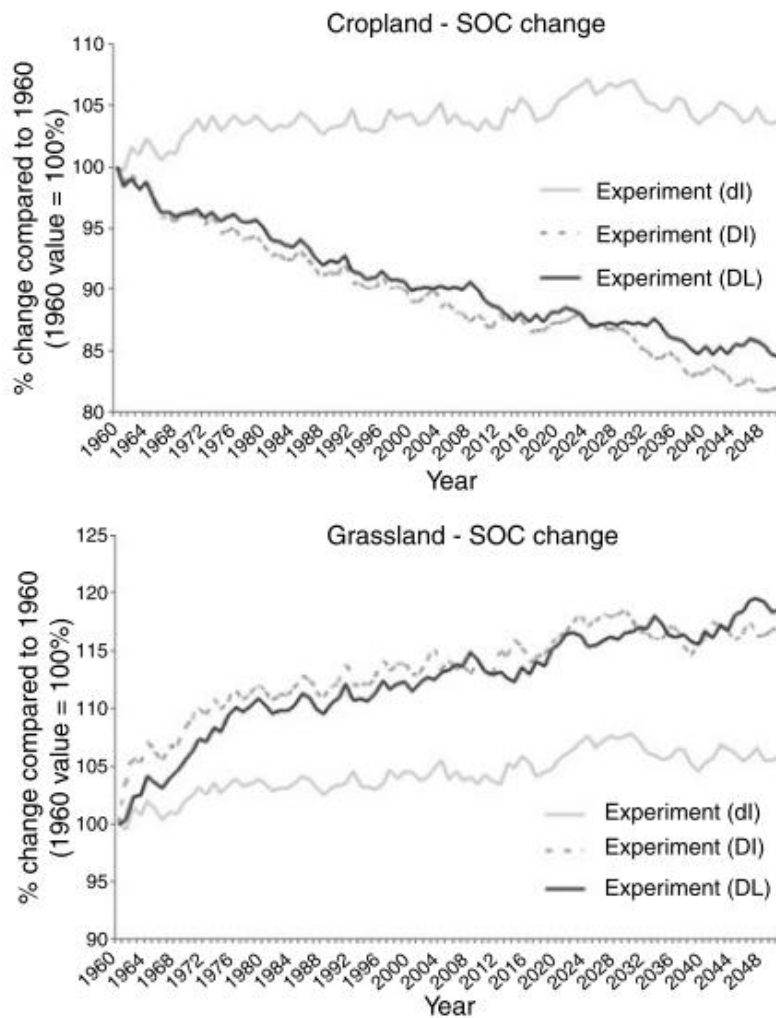
Omdat er bij landconversie vaak landbouwgrond wordt omgezet naar natuur, is het van belang om ook de C-opslag in landbouwgronden te bekijken. Vleeshouwers en Verhagen (2002) modelleerden het gedrag van C voor landbouwgronden. Recente studies tonen aan dat door landbouw jaarlijks enorme hoeveelheden CO₂ worden vrijgesteld door natuurlijke verarming van de C-voorraad in de bodems. Hun resultaten toonden aan dat akkerland zich gedraagt als een bron van CO₂ en dat dus de in de bodem opgeslagen C, langzaam vrijkomt. De netto vrijstelling voor akkerland werd berekend op –0,84 ton C/ha.j, met een standaardafwijking van 0,7 ton C/ha.j. Akkerland blijkt door het landbouwbeheer meer gevoelig te zijn voor koolstofverarming en ook een toenemend areaal aan akkerland ten koste van permanent grasland versterkt het globaal probleem (King et al., 2005).

Meersmans (2008) analyseerde de bodemkaart anno 1960 om te komen tot de volgende koolstofwaarden voor akkers (tabel 30). Volgens Meersmans zijn deze waarden waarschijnlijk een overschatting omdat er in de periode 1960-2009 wellicht een afname was van de koolstofvoorraad met 10-30%, afhankelijk van eventuele drainage en landbouwpraktijken (figuur 26). De waarden van 1960 zijn wellicht representatief als streefwaarden voor traditionele kleinschalige landbouw (houtkanten, kleine percelen, organisch rijke bemesting, beperkte drainage,...). Men moet minstens de correctie maken van de drainageklasse aan de actuele toestand (grondwaterpeilen of oppervlaktewaterpeilen).

tabel 30: gemiddelde koolstofvoorraad in akkerbodems anno 1960 voor combinaties van bodemtextuur en waterhuishouding.

Akkerland (in ton C/ha)		Textuur						
drainageklasse		Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeet Droog (80-120 cm)	a	88	82	77	76	77	85	124
Droog (80-120 cm)	b	91	83	77	76	75	79	104
Matig droog (40-80 cm)	c	95	86	78	77	74	76	90
Matig nat (40-80 cm)	d	100	89	78	77	73	73	79
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	104	91	79	78	72	71	70
Zeet Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	107	93	79	78	71	68	61
Nat (0-20 cm)	e	139	126	114	113	107	106	105
Zeet nat (< 10 cm)	f	198	184	170	169	162	159	152
Uiterst nat (< 0 cm)	g	241	225	211	210	202	199	188

Bron: Meersmans, 2008



figuur 26: achteruitgang van bodem C-opslag akkers en graslanden in Vlaanderen zonder landgebruikverandering..

Bron: Dendoncker & Rounsevell, 2008

De trend van dalende koolstofvoorraden in akkerbodems is algemeen over de hele wereld. Voor Centraal-Amerika werd er een afname gerapporteerd van 53 % SOC over een periode van 33 jaar (figuur 27). Dit komt overeen met een jaarlijkse afname van 2.5 % per jaar uitgaande van een initiële C-buffer van 70 ton C/ha bij de conversie van natuurlijke vegetatie naar landbouwgrond (Lal en Bruce 1999).

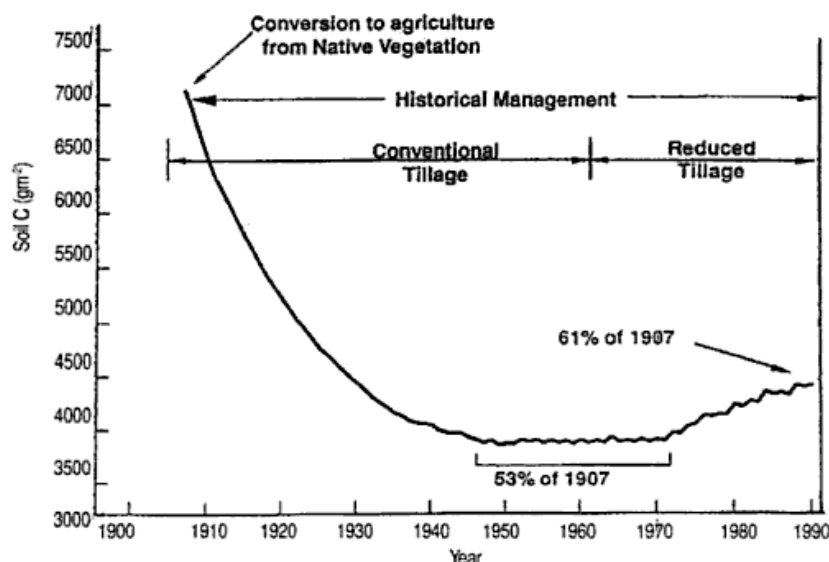
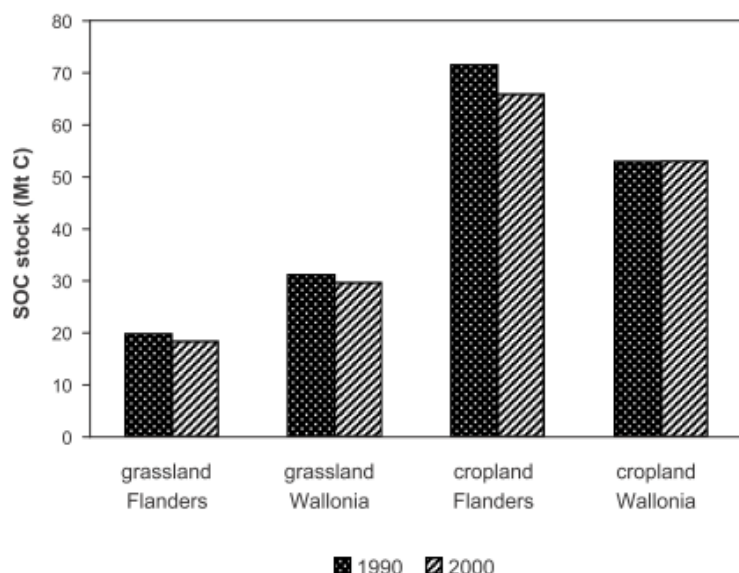


Figure 7. Simulated total soil carbon changes (0- to 20-cm depth) from 1907 to 1990 for the central U.S. corn belt (adapted from Donigian et al., 1994).

figuur 27: invloed van akkerbouw op de koolstofbuffer van de bodem

Bron: Lal & Bruce 1999

De aanvulling van de koolstofvoorraad in akkerbodems is gering door het oogsten van gewassen. Bovendien wordt het organisch materiaal in de bodem snel gemineraliseerd. Omwille van de verschillen in bodemtype, bodemhydrologie en landgebruikshistoriek zijn de buffers die resteren in een akker heel variabel. Het is immers belangrijk te weten welke voorraden werden opgebouwd voor de conversie naar akkerland, wanneer deze conversie heeft plaatsgevonden en welke de jaarlijkse input van organisch materiaal is. Het soort teelt en de bemesting (dierlijke mest versus kunstmest) is bijvoorbeeld bepalend voor de input van organisch materiaal. Anderzijds heeft bodembewerking en drainage dan weer invloed op de mineralisatieprocessen. Een studie uit het Verenigd Koninkrijk vond dat een jaarlijkse afname van de C-voorraden in akkerbodems varieert van 0,06 tot 2,0 % van de resterende voorraad. Voor Vlaamse akkers werd op basis van historische (1990) en recente (2000) bodemstalen een afname gevonden van 158 ton C/ha naar 143 ton C/ha. – ofwel een gemiddeld jaarlijkse proportionele afname van ongeveer 1 %. Voor 119 bodemstalen van West-Vlaamse akkers werd er tussen 1990 en 2003 een vergelijkbaar gemiddeld verlies van 0,19 ton C/ha.j opgetekend (Meersmans, De Ridder et al. 2008; Meersmans, B. Van et al. 2009). In deze studie wordt aangenomen dat deze afname zal stabiliseren op -0,15 ton C/ha.j. Bij traditionele akkerbouw met kunstmest is er zeer weinig input van organisch materiaal en zal de koolstofverarming sneller verlopen. Op basis van deze gegevens wordt een netto verarming van 1 %/j verondersteld voor akkerteelt zonder braaklegging, tijdelijk grasland of andere maatregelen. De wijzigingen in koolstofvoorraad tussen 1960 en 2006 zijn lager, maar kunnen wellicht verklaard worden door de overvloedige toediening van dierlijke meststoffen (i.p.v. kunstmest), tijdelijke braaklegging, tijdelijk grasland en de teelt van graan en tarwegewassen. De gemiddelde waarden die bevonden werden door (Lettens, Orshoven et al. 2005) voor de periode 1990-2000 (na de invoering van het MestActiePlan) zijn relatief hoger dan de afname in de periode 1960-1990 (figuur 28) (een afname van 8 % in plaats van 1 % per jaar).



figuur 28: achteruitgang van koolstofvoorraden in Vlaanderen en Wallonië tussen 1990 en 2000

Bron: Lettens, Van Orshoven et al., 2005

Een hogere input van organisch materiaal zal ervoor zorgen dat de verarming van de koolstofvoorraad vertraagt of zelfs omkeert. Er zijn dan ook talrijke studies die bekijken hoe men door specifiek beheer deze C-vrijstelling kan terugdringen. Voorbeelden zijn bijvoorbeeld niet kerend bewerken, gewasrotatie, tijdelijk braakleggen, tijdelijk grasland enz. De volgende beheersvormen kunnen een invloed hebben op de koolstofvoorraden. Omwille van de focus van deze studie, ontwikkelen we geen methode om de impact van beheersmaatregelen mee te nemen.

tabel 31: maatregelen die koolstofverarming in akkerland tegengaan

Maatregel	Effect
Teeltrotatie	Afname van de koolstofverarming of zelfs toename van koolstofvoorraad, een studie rapporteert een toename van C-voorraad met 3-6% over periode van 33 jaar.
niet-ploegen	Afname van de koolstofverarming of zelfs toename van koolstofvoorraad met 13-19% over periode van 21 jaar.
Organische bemesting i.p.v. kunstmest	Afname van de koolstofverarming of zelfs toename van koolstofvoorraad.
Braaklegging	Afname van de koolstofverarming of zelfs toename van koolstofvoorraad met 3-5 %.
houtkanten (enkel van toepassing op buffer van 20 meter)	Afname van de koolstofverarming of zelfs toename van koolstofvoorraad, een studie rapporteert een 25 % hogere koolstofvoorraad voor landbouwgronden met houtkanten.
Tijdelijk grasland	Afname van de koolstofverarming of zelfs toename van koolstofvoorraad.

Bronnen: Aeschliman, 2005; Vellinga, 2004; West, 2007; Smith P. et al. 1997; Follain, 2007

De meeste informatie over beheersalternatieven vermelden een effect op de buffergrootte. Er wordt meestal geen informatie gegeven over de initiële buffergrootte, absolute jaarlijkse opname of uitstoot. Dit is te verklaren omdat deze effecten beperkt zijn in tijd, maar wel een absolute verandering in de koolstofvoorraad bewerkstelligen.

Bij sterk verarmde bodems zal het effect natuurlijk veel groter zijn dan bij bodems die nog een relatief grote koolstofvoorraad hebben.

Een frequente braaklegging zorgt voor een verrijking van de landbouwbodem met organisch materiaal en bewerkstelt een opname van 1.6 ton C/ha per jaar. Een verhoogde gewasrotatie bewerkstelt ook een jaarlijkse toename van de koolstofvoorraad. Er valt wel te verwachten dat deze maatregelen na verloop van tijd hun effect verliezen naarmate een nieuwe evenwichtstoestand bereikt wordt. Het niet of verminderd ploegen gaat mineralisatie tegen en vertraagt de afbraak. Ook de teeltkeuze speelt een rol. Tijdelijk grasland of het verbouwen van tarwe en graan verhoogt het organisch gehalte door de relatief grote wortelbiomassa die niet geoogst wordt. Een verminderde bemesting van graslanden versterkt de wortelbiomassa omdat de plant actiever op zoek moet naar nutriënten. De aanwezigheid van houtkanten bevordert de buffergrootte in een zone van 20 meter langs beide kanten. Actief peilbeheer en verminderde drainage hebben een sterk positief effect op de buffergrootte.

2. Permanente graslanden

Voor graslanden is de koolstofbalans overwegend negatief tot licht positief. Hooilanden hebben een afname van de koolstofvoorraad, terwijl begraasde en onbeheerde graslanden een positief effect hebben op de koolstofvoorraden in de bodem.

Meersmans (2008) analyseerde de bodemkaart anno 1960 om te komen tot de volgende koolstofwaarden voor graslanden. Deze waarden zijn wellicht een overschatting om dat er in de periode 1960-2009 wellicht een afname is van de koolstofvoorraad met 5-15 %, afhankelijk van eventuele drainage en landbouwpraktijken. De waarden van 1960 zijn wellicht representatief als streefwaarden voor traditionele kleinschalige landbouw (houtkanten, kleine percelen, organisch rijke bemesting, beperkte drainage, ...). Men moet minstens de correctie maken van de drainageklasse aan de actuele toestand (grondwaterpeilen -of oppervlaktewaterpeilen).

tabel 32: gemiddelde koolstofvoorraad in graslandbodems anno 1960 voor verschillende bodem texturen en drainageklassen.

Grasland (in ton C/ha)	Drainageklasse	Textuur						
		Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeer Droog (80-120 cm)	a	142	108	75	74	67	73	101
Droog (80-120 cm)	b	147	113	79	79	79	82	97
Matig droog (40-80 cm)	c	157	123	90	89	86	88	95
Matig nat (40-80 cm)	d	167	133	100	99	93	92	93
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	174	140	107	106	98	96	91
Zeer Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	182	148	114	114	103	100	89
Nat (0-20 cm)	e	210	176	142	142	133	132	126
Zeer nat (< 10 cm)	f	273	239	205	205	194	191	180
Uiterst nat (< 0 cm)	g	318	283	250	249	237	233	220

Bron: Meersmans, 2008

Voor graslanden werd een netto ecosysteem uitwisseling bevonden van 0.52 ton C/ha.j (standaard deviatie 0.97 ton C/ha.j). Dit is eenvoudig te verklaren doordat het gras geoogst wordt en er op deze manier sprake is van een netto opname door de groeiende gewassen. Niettemin wordt er wel een daling bevonden van de koolstofvoorraad in de bodems. Indien we de oogstbare biomassa niet meetellen in deze balansen, bekomen we een veel dramatischer beeld, waarbij er een aanzienlijke netto vrijstelling is van C uit de bodem. Een historische koolstofvoorraad wordt aldus in de atmosfeer gebracht.

De Vlaamse graslandbodems in poldergebied hebben een koolstofvoorraad van 213 +/- 61 ton C/ha (Mestdag, Steven et al. 2009). Dit is gevoelig hoger dan voor andere landbouwregio's en wellicht te verklaren door het stabiliserend effect van klei. Er is zelfs een lichte stijging van de koolstofvoorraad. Organisch materiaal is ingekapseld in klei en op die manier beschermd tegen mineralisatie.

tabel 33: veranderingen in koolstofvoorraden in graslanden voor verschillende landbouwregio's

Streek	Koolstofvoorraad in de bodem (in ton C/ha)		Verschil (in ton C/ha)	Relatieve afname of toename t.o.v. 1990	Gemiddelde jaarlijkse afname of toename
	1990	2000			
Kempen	163	142	21	-12.9%	-1.29%
Leemstreek	126	111	15	-11.9%	-1.19%
Polders	211	213	-2	+0.9%	+0.09%
Zandleemstreek	150	132	18	-12.0%	-1.20%
Zandstreek	148	134	14	-9.5%	-0.95%
Duinen	249	253	-4	+1.6%	+0.16%

Bron: Mestdag, Steven et al., 2009

Ook het beheer van de graslanden speelt een belangrijke rol in de vorming van koolstofvoorraden in de bodem (Mestdag, Lootens et al. 2006). De invloed van beheer (begrazing, maaien of begrazing en maaien) is wel degelijk van belang. Opmerkelijk is dat bij landbouwgraslanden begrazing een positief effect heeft en dat bij halfnatuurlijke graslanden vooral maaien een positief effect heeft. De maai-intensiviteit van halfnatuurlijke graslanden ligt wel een stuk lager dan bij landbouwgrasland. Hierbij werd geen rekening gehouden met de drainageklasse, maar deze factor kan indirect wel effect hebben omdat halfnatuurlijke graslanden over het algemeen in nattere condities verkeren dan de landbouwgraslanden. Uit tabel 34 en tabel 35 blijkt dat er een algemene afname is van de koolstofvoorraad in graslanden tussen 1960 en 2000. Deze afname is meer uitgesproken voor nattere landbouwgraslanden, vermoedelijk door een algemene verdroging en een intensief beheer.

tabel 34: koolstofvoorraad in halfnatuurlijke en landbouwgraslanden onder verschillend beheer

Landbouwgrasland	Klei-bodem	Leem-bodem	Zand-bodem	Gem. alle texturen	Klei-bodem	Leem-bodem	Zand-bodem	Gem. alle texturen
enkel begrazing	163	109	132	135	35%	-10%	9%	11%
maaïen + begrazing	150	96	113	120	24%	-21%	-7%	-1%
enkel maaïen	98	84	90	91	-19%	-31%	-26%	-25%
gemiddelde	137	96	112	115	13%	-20%	-8%	-5%
Halfnatuurlijk grasland	Klei-bodem	Leem-bodem	Zand-bodem	Gem. alle texturen	Klei-bodem	Leem-bodem	Zand-bodem	Gem. alle texturen
enkel begrazing	123	94	155	124	2%	-22%	28%	2%
maaïen + begrazing	142	110	x	126	17%	-9%	x	4%
enkel maaïen	167	109	117	131	38%	-10%	-3%	8%
gemiddelde	144	104	136	128	19%	-14%	12%	6%
gemiddelde alle graslanden	141	100	122	<u>121</u>	16%	-17%	1%	0%

Bron: Mestdagh, Lootens et al., 2006 (in ton C/ha)

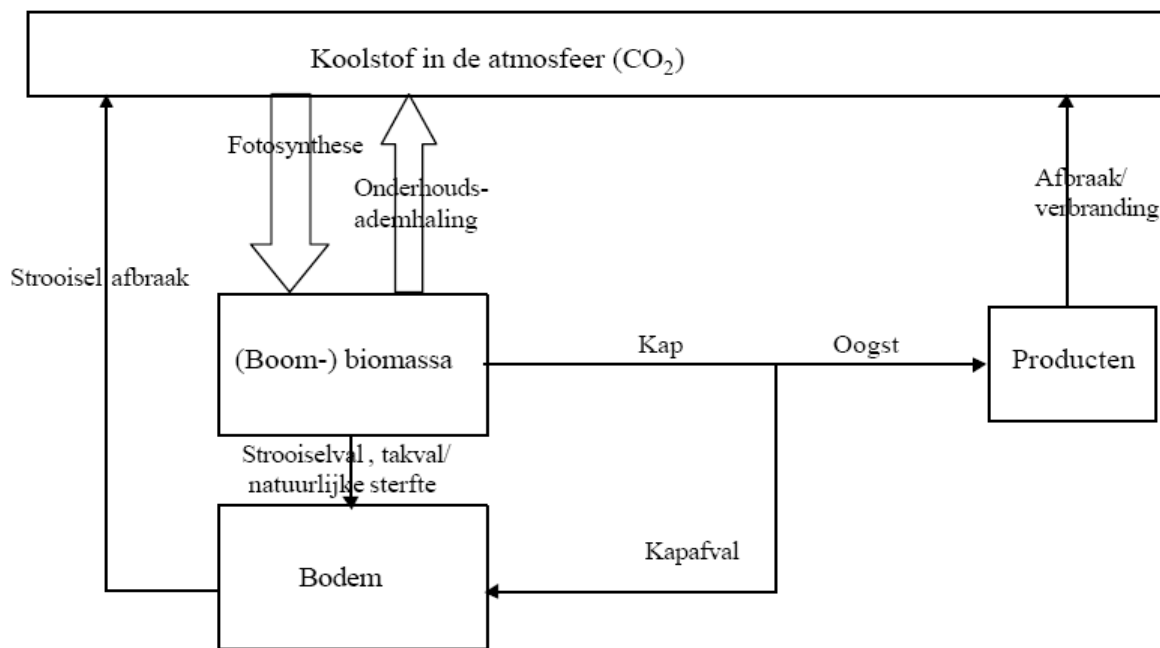
tabel 35: afname van de koolstofvoorraad in landbouwgraslanden tussen 1960 en 2000

Bodemtype	Drainageklasse 1960	C-voorraad 1960 (ton C/ha)	C-voorraad 2000 (ton C/ha)	verschil	relatieve afname of toename tov 1960
Zand	Uiterst nat (< 0 cm) f-g	157.2	132	25.2	-16%
Zand	Zeër Nat (0-20 cm) e	126.1	105.7	20.4	-16%
Zand	Nat (20-40 cm) h-i	89.9	58.9	31	-34%
Zand	Vochtig (40-80 cm) c-d	86.8	63.7	23.1	-27%
Zand	Droog (80-120 cm) a-b	98.1	106.5	-8.4	9%
Kleileem	Uiterst nat (< 0 cm) f-g	201.5	161.6	39.9	-20%
Kleileem	Zeër Nat (0-20 cm) e	159.4	134.1	25.3	-16%
Kleileem	Nat (20-40 cm) h-i	124.8	113.9	10.9	-9%
Kleileem	Vochtig (40-80 cm) c-d	96	119.5	-23.5	24%
Kleileem	Droog (80-120 cm) a-b	92.2	98.7	-6.5	7%

Bron: Mestdagh, Lootens et al., 2006 (in ton C/ha)

3. Bossen

Bossen wisselen dagelijks grote hoeveelheden CO₂ uit met de atmosfeer. Slechts een klein deel van de opgenomen CO₂ wordt voor langere tijd opgeslagen. figuur 29 geeft schematisch de koolstofcyclus van een bos. Planten nemen via fotosynthese CO₂ op uit de lucht en zetten die met energie uit zonlicht om in suikers die deels omgezet worden in biomassa (groei van de plant). Via tak- en bladval en natuurlijke sterfte komt de in de plant opgeslagen koolstof in de bodem terecht. Een deel van het gevormde strooisel verteert, waarbij de koolstof weer vrijkomt als CO₂, en een deel wordt langdurig in de bodem opgeslagen als humus. In de meeste bossen in Vlaanderen worden bomen gekapt, waarbij een deel van de in de plant opgeslagen koolstof verwijderd wordt in de vorm van producten (hout). Doordat deze producten een bepaalde tijd meegaan, ontstaat hier ook een koolstofvoorraad. Uiteindelijk komt via afbraak van de producten op de stortplaats of via verbranding de vastgelegde koolstof weer terug in de atmosfeer.



figuur 29: koolstofcyclus in het bos

De pijlen geven de koolstofstromen weer en de kaders de koolstofvoorraden. De grootte van de pijlen en kaders is geen indicatie voor hun relatieve belang.

Bron: Nabuurs et al., 2003

Zoals eerder gesteld, hebben boscossystemen een enorm potentieel om C op te slaan, zowel in langlevende biomassa als in de bodems. Om de C-densiteit te berekenen voor bossen, kan men gebruik maken van beschikbare gegevens zoals geproduceerde houtvolumes per jaar en per hectare. Deze houtvolumes moeten vervolgens omgezet worden in opslag van C in biomassa, gecorrigeerd voor oppervlakte, soortensamenstelling en leeftijd van bossen. We bekijken de opslag van koolstof in levende biomassa, de strooisellaag en de bodem voor verschillende bostypen.

Opslag in biomassa

De bossamenstelling heeft een grote invloed op de snelheid waarmee koolstof vastgelegd wordt en op de hoeveelheid koolstof die gemiddeld in de biomassa opgeslagen ligt (tabel 36). Populier heeft een zeer snelle jeugdgroei en legt dus snel koolstof vast, maar de maximaal te bereiken hoeveelheid biomassa is relatief laag doordat de omlopen kort zijn. Beuk groeit minder snel, maar heeft normaal gesproken een veel langere omloop, zodat de hoeveelheid biomassa veel groter kan worden. Een kaprijpe grove dennenopstand bereikt uiteindelijk een gemiddelde voorraad biomassa koolstof van 80 ton per hectare. Populier met een omloop van 45 jaar bereikt een gemiddelde voorraad van ruim 60 ton biomassa koolstof per hectare, terwijl dit voor beuk 2 keer zo hoog ligt met ruim 120 ton biomassa koolstof per hectare. De snelheid waarmee de populier biomassa opbouwt is echter veel hoger dan bij de beuk (de bijgroei is hoger), waardoor de koolstof sneller door de kringloop gaat. Langere omlopen leiden in principe tot grotere hoeveelheden biomassa, maar de omlooptijd is natuurlijk begrensd door de maximaal haalbare leeftijd van de boomsoort. In het geval van de grove den resulteert een omloopverlenging van 90 naar 120 jaar (zonder verandering in dunningsregime) in een toename van de gemiddelde hoeveelheid koolstof naar 89 ton per hectare, terwijl het helemaal achterwege laten van beheer na 200 jaar zou leiden tot een gemiddelde voorraad van ongeveer 120 ton per hectare (Mohren en Klein Goldewijk 1990, Nabuurs et al. 2003). Naaldbossen hebben een

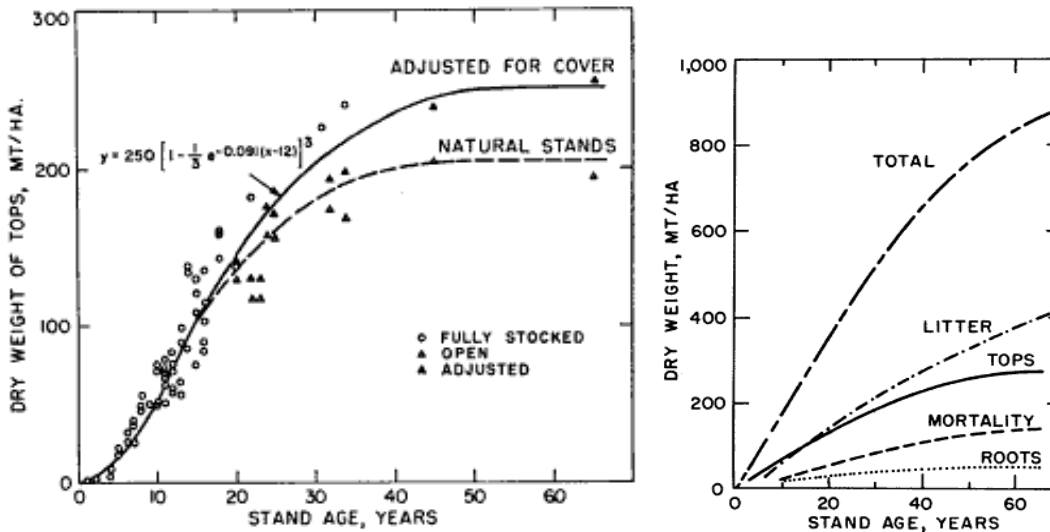
significant lagere C-inhoud dan breedbladige loofbomen. Eén verklarende factor is wellicht het feit dat naaldbossen over het algemeen jonger zijn dan loofbossen (althans in het VK). Maar zelfs voor bossen van vergelijkbare leeftijd (30-40 jaar) moeten naaldbossen (28,6-54,2 ton C/ha) het afleggen tegen loofbossen (30,1-74,1 ton C/ha), dit voornamelijk omwille van hun houtdensiteit (kg biomassa/m³). Naaldbomen kunnen over het algemeen een zeer hoge leeftijd bereiken in vergelijking met loofbomen, maar worden meestal gekapt wanneer hun jaarlijkse opbrengst begint te tanen. De bovengrondse levende biomassa zal bij een onbeheerd bos ontwikkelen naar een zeker evenwicht. Uit metingen in de ongestoorde beukenbossen van Fontainebleau blijkt dat dit evenwicht daar op ongeveer 150 ton koolstof (400 m³ stamhout) per hectare ligt voor het bovengrondse deel van de biomassa (Hees 2002). De ondergrondse levende biomassa bedraagt 20 tot 25 % van de bovengrondse biomassa en dient daaraan toegevoegd te worden (Cairns, 1997).

tabel 36: literatuurgegevens over bovengrondse levende biomassa voor verschillende bostypen

	Buffergrootte levende biomassa (in ton C/ha.j)	Referenties
Beuk onbeheerd maximale C-sink bovengrondse biomassa (Fontainebleau)	150	Hees, 2002
Beuk maximale C-sink bovengrondse biomassa	120	Mohren en Klein Goldewijk 1990, Nabuurs et al. 2003)
Beuk	78,2	Milne and Brown, 1998
Beuk	55	Van Langenhove en Hermy, 1996
Tamme kastanje	90,6	Milne and Brown, 1998
Olm/ Els	88,5	Milne and Brown, 1998
Eik	86	Van Langenhove en Hermy, 1996
Eik	73,9	Milne and Brown, 1998
Grove Den onbeheerd en Berk op heidegronden (duinpan) na 200 jaar	80	Kemmers en Mekking 2002
Grove Den onbeheerd op stuifzand/landduin (grofkorrelig) na 200 jaar	80	Kemmers en Mekking 2002
Grove den onbeheerd maximale C-sink bovengrondse biomassa	80	Mohren en Klein Goldewijk 1990, Nabuurs et al. 2003)
Corsica den	34,9	Milne and Brown, 1998
Schotse den	30,3	Milne and Brown, 1998
Noorse den	24,4	Milne and Brown, 1998
Sitka den	14,1	Milne and Brown, 1998
Douglasspar	41,3	Milne and Brown, 1998
Lork	32,3	Milne and Brown, 1998
Elzenbroekbos	75	Muller, 1998
Gemengd	64	Milne and Brown, 1998
Populier maximale C-sink bovengrondse biomassa	60	Mohren en Klein Goldewijk 1990, Nabuurs et al. 2003)
Populier	36,4	Milne and Brown, 1998
Populier	36	Van Langenhove en Hermy, 1996
Es/berk	46,6	Milne and Brown, 1998

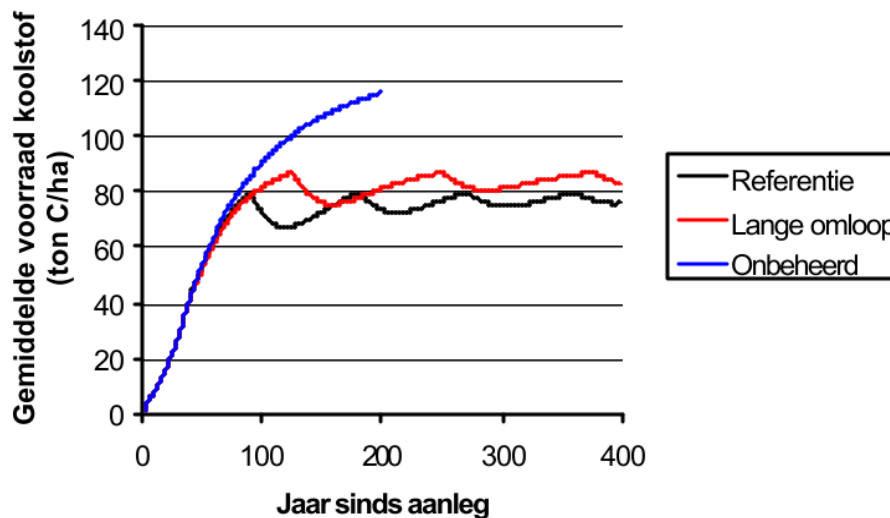
De evolutie van de jaarlijkse opslag van C in biomassa is afhankelijk van de soortspecifieke groeicurve, de relatieve C-inhoud van de boomsoort per volume biomassa en de maximaal te bereiken biomassa. De groei van een bos wordt gekenmerkt door een initieel trage aangroei van biomassa om vervolgens te maximaliseren wanneer de bomen een volwassen stadium bereikt hebben, daarna

neemt de groei langzaam af (een zogenaamde S-curve). Dit fenomeen wordt toegeschreven aan verschillende factoren (Gower, 1996); (Magnani, 2000); (Uta, 2004). Voor Rode Els (USA) zal de maximale groei bereikt worden tussen 10 en 15 jaar (26 ton biomassa per hectare per jaar) en zal de toename in biomassa na 45 jaar nagenoeg stilvallen (Zavitkovski, 1972) - figuur 30. Ook blijkt dat voor bijv. Rode Els de accumulatie van strooisel lineair blijft toenemen en de totale biomassa van een bos Rode Els na 70 jaar nagenoeg 880 ton bedraagt (270 bovengronds levend, 50 ondergronds levend, 400 strooisel, 160 dood staand hout). Ongeveer 45-55 % van deze biomassa is effectief koolstof.



figuur 30: toename van levende bovengrondse biomassa, strooisel en wortelbiomassa in functie van bosleeftijd voor Rode Els

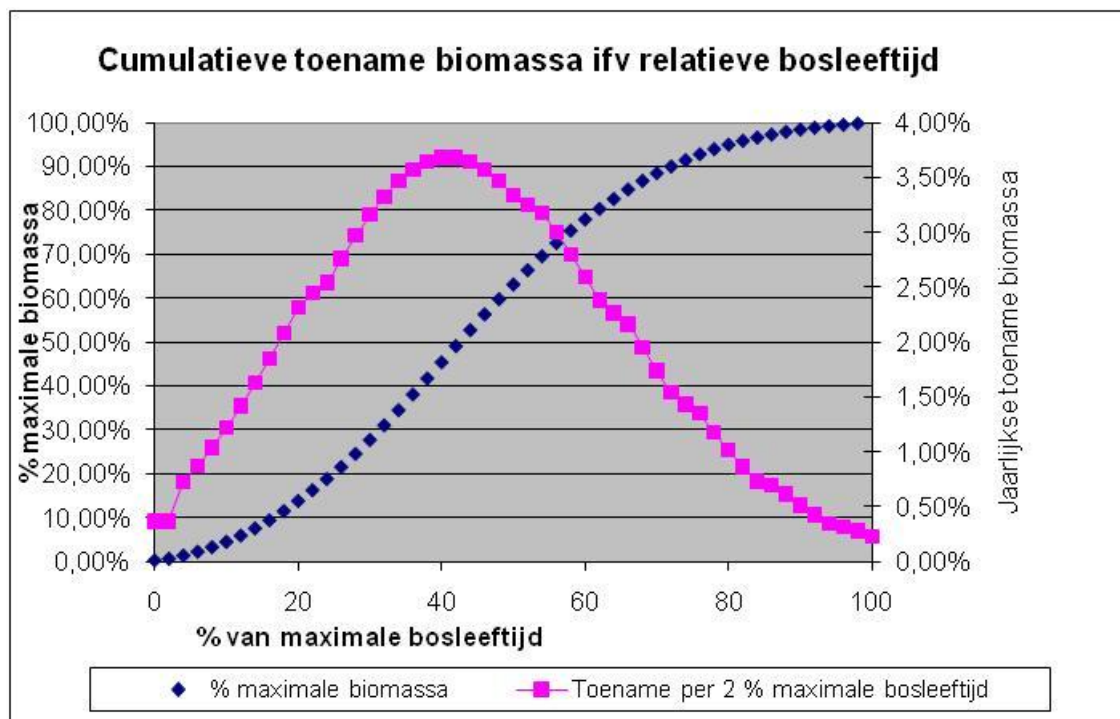
Bron: Zavitkovski, 1972



figuur 31: gemiddelde koolstofvoorraad in biomassa voor verschillende omlooptijden

Bron: Schelhaas, 2002

Dergelijke curves zouden opgemaakt moeten worden voor elke relevante boomsoort, maar evengoed kan men een universele groeicurve aanpassen in functie van maximale biomassa en maximale leeftijd (figuur 32, tabel 37). De maximale bosleeftijd is deze leeftijd waarop de levende biomassa niet meer toeneemt, maar eerder afneemt door mortaliteit, waarna natuurlijke verjonging deze biomassa in stand houdt (Uta, 2004).



figuur 32: cumulatieve toename van biomassa in functie van het percentage van de maximale bosleeftijd

tabel 37: relatieve toename van biomassa in functie van het percentage van de maximale bosleeftijd

% maximale bosleeftijd	% maximale biomassa	Toename per 2 % maximale bosleeftijd
0	0.37%	0.37%
2	0.74%	0.37%
4	1.46%	0.72%
6	2.33%	0.87%
8	3.37%	1.04%
10	4.59%	1.22%
12	6.00%	1.42%
14	7.63%	1.63%
16	9.49%	1.85%
18	11.57%	2.08%
20	13.88%	2.31%
22	16.33%	2.45%
24	18.87%	2.54%
26	21.63%	2.76%
28	24.60%	2.97%
30	27.76%	3.16%
32	31.09%	3.33%
34	34.55%	3.46%
36	38.13%	3.57%
38	41.77%	3.64%
40	45.45%	3.68%
42	49.13%	3.68%
44	52.78%	3.65%

% maximale bosleeftijd	% maximale biomassa	Toename per 2 maximale bosleeftijd %
46	56.35%	3.57%
48	59.82%	3.47%
50	63.16%	3.34%
52	66.41%	3.25%
54	69.59%	3.18%
56	72.58%	3.00%
58	75.39%	2.80%
60	77.98%	2.59%
62	80.36%	2.38%
64	82.62%	2.26%
66	84.79%	2.16%
68	86.73%	1.95%
70	88.47%	1.74%
72	90.01%	1.54%
74	91.45%	1.43%
76	92.80%	1.35%
78	93.97%	1.17%
80	94.98%	1.01%
82	95.85%	0.87%
84	96.58%	0.73%
86	97.28%	0.69%
88	97.89%	0.62%
90	98.41%	0.51%
92	98.83%	0.42%
94	99.18%	0.35%
96	99.49%	0.31%
98	99.77%	0.28%
100	100.00%	0.23%

Bron: eigen inschatting

Eenduidige gegevens over maximale bosleeftijd en maximale levende biomassa zijn moeilijk te vinden. Dit in de eerste plaats omdat de meeste bossen een gemengde leeftijd en soortensamenstelling hebben. In de tweede plaats omdat de meeste literatuur gericht is op bosbouw en focust op de kaprijpheid van de bomen. In de derde plaats omdat de standplaatscondities een invloed hebben op de maximale groei en leeftijd (bvb in het hoge noorden groeien bomen trager door het korte groeiseizoen, maar worden ze ook veel ouder). Het bepalen van de exacte cijfers voor de Vlaamse context is dan ook een aandachtspunt, niettemin is tabel 37 voldoende accuraat als uitgangspunt voor toepassingen. Dit omdat Vlaamse bossen zeer productief zijn en dus hogere biomassa's kunnen bereiken in eenzelfde tijd.

Vaak worden bossen gekapt als de jaarlijkse toename van levende biomassa niet meer rendabel is ten opzichte van het scenario van een nieuwe aanplant. Voor strikte natuurfuncties kan er echter voor een andere strategie gekozen worden. We zullen daarom toch trachten om per boomsoort een maximale leeftijd en biomassa te bepalen. Deze zal echter in bepaalde mate afhangen van de standplaatscondities (voornamelijk water en nutriëntenbeschikbaarheid). Men kan aan de hand van deze generische groeicurve (figuur 32) de maximale biomassa extrapoleren indien voor een bepaalde bosleeftijd een kengetal voor biomassa beschikbaar is. Deze gegevens kunnen proportioneel ingebracht worden voor een bepaalde gemengde aanplant en beheersscenario.

tabel 38: maximale bosleeftijd en geassocieerde biomassa

Boomsort	Maximale leeftijd	Maximale bovengrondse levende biomassa (ton C/ha)
Berk	80	160
Zwarte els	150	150
Beuk	250	400
Eik	250	350
Es	250	240
Wilg	100	120
Populier	100	100
Grove den	600	300
Haagbeuk	150	300
Linde	300	600
Spar	120	250
Lork	120	250

Bron: eigen inschatting

Opslag in de strooisellaag

Onder de strooisellaag verstaan we hier voor het gemak ook de aanwezige hoeveelheid dood hout, zowel staand als liggend. Input in de strooisellaag vindt plaats door val van bladeren, takken en andere plantendelen, sterfte van bomen en kapafval door oogstactiviteiten. Een deel van het strooisel verteert waarbij CO₂ vrijkomt en een deel wordt omgezet in stabiele humus, die het tweede bodemcompartiment vormt. Onbeheerde bossen hebben een 24 % hogere koolstofvoorraad in de strooisellaag (Schulp, 2008).

tabel 39: koolstofvoorraden in de strooisellaag van bossen

	Buffergrootte strooisellaag (in ton C/ha)	referenties
Rode Els	200	Zavitkovski, 1972
Elzenbroekbos	216	Muller, 1998
Grove Den onbeheerd en Berk op heidegronden (duinpan) na 200 jaar	80	Kemmers en Mekking 2002
Grove Den onbeheerd op stuifzand/landduin (grofkorrelig) na 200 jaar	30	Kemmers en Mekking 2002
Schotse Den 60 jaar	27,53	Schulp, 2008
Beuk +100 j	50,57	Schulp, 2008
Beuk 60 jaar	12,24	Schulp, 2008
Beuk	39	Van Langenhove en Hermy, 1996
Lork 60 jaar	30,21	Schulp, 2008
Conifeer	29,26	Schulp, 2008
Douglas spar 60	27,04	Schulp, 2008
Eik 60 jaar	25,45	Schulp, 2008
Eik	21	Van Langenhove en Hermy, 1996
Populier	7	Van Langenhove en Hermy, 1996
Beheerde bossen	21	Schulp, 2008
Onbeheerde bossen	26	Schulp, 2008
Breedbladig loofbos	19,35	Schulp, 2008
Gemengd	13	Van Langenhove en Hermy, 1996

Voor de strooisellaag valt te verwachten dat deze maximaal een vast percentage bedraagt van de levende bovengrondse biomassa – en dit in functie van beheer (Kutsch, Chunjiang et al., 2005; Schulp, Nabuurs et al., 2008) en bodemvocht. Voor beheerde bossen met dunningen zal dit gevoelig lager zijn omdat er gedund wordt voordat mortaliteit optreedt. Naarmate er meer competitie is voor licht en nutriënten zal er meer mortaliteit zijn en aldus een verhoogde productie van strooisel (dood hout).

Onbeheerde bossen hebben dan ook een grotere koolstofvoorraad in de strooisellaag dan regulier beheerde bossen (Schulp, 2008; Valentini R, 2000).

Conclusie:

- Voor intensief beheerde bossen zal de C-opslag in de strooisellaag ongeveer 10-25 % bedragen van de "levende" biomassa (monocultuur aanplanten, weinig tot geen ondergroei, regelmatige dunningen, vaste plantafstand).
- Voor beperkt beheerde bossen (aanplanten, regulier beheer, enkel verwijderen van stamhout, beperkte dunning, aanwezigheid van ondergroei) zal de C-opslag in de strooisellaag 50 % van de levende biomassa bedragen.
- Voor onbeheerde bossen (spontane bebossing of zeer oude bossen met natuurlijke verjonging, nulbeheer, geen extractie van biomassa) zal de C-opslag in de strooisellaag ongeveer 75 % van de levende biomassa bedragen.

Zeer natte bossen – zoals Elzenbroekbossen – kunnen onder bepaalde hydrologische omstandigheden (bovenlopen) door verzuring mineralisatie quasi volledig inhiberen. Elzenbroekbossen fixeren in zeer natte omstandigheden (bij stikstoftekorten) zelf stikstof uit de lucht (Uri, Tullus et al., 2003). Fosfaat is vaak voldoende beschikbaar omdat zure bodems fosfaat vrijstellen uit de bodem (Compton and Cole, 1998). Onder deze zure omstandigheden zal een groot deel van de strooisellaag deel uitmaken van de veenlaag die gevormd wordt. Dit is verklarend voor de omvangrijke strooisellaag (+ 200 ton org C) in dergelijke bossen (Müller, 1998).

Zeer droge bossen hebben ook mogelijk een omvangrijkere strooisellaag. Dit omdat de droge condities mineralisatie beperken en het dood hout dus langer blijft liggen (Kemmers en Mekink, 2002).

Opslag in de bodem

Om de koolstofvoorraden in bosbodems in te schatten, gaan we in eerste instantie uit van de voorspelde koolstofvoorraden in functie van textuur en drainageklasse (Meersmans, De Ridder et al., 2008). Het belang van bodemhydrologie en textuur werd bevestigd door Ohlson (2009) die aantoonde dat bodemvochtgehalte een invloed heeft op de C-voorraad van podzolbodems (naaldbossen) in Zweden. Er is een aantoonbaar verschil in C-voorraad tussen droge, vochtige en matig natte bosbodems. De resultaten toonden aan dat de totale bodemvoorraad (excl. strooisellaag en levende biomassa) 82 ton C/ha bedroeg, waarvan de organische horizon een aandeel van 28 ton C/ha had. De C-voorraad nam toe van gemiddeld 67 ton C/ha voor droge bodems, naar 97 ton C/ha voor vochtige bodems. Deze toename is vooral toe te schrijven aan de organische toplaag (geen strooisel) die toeneemt van 20 ton C/ha tot 44 ton C/ha.

tabel 40: gemiddelde koolstofvoorraad in bosbodems anno 1960 voor verschillende bodem texturen en drainageklassen.

Bossen (in ton C/ha) drainageklasse		Textuur						
		Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeer Droog (80-120 cm)	a	143	110	76	77	72	75	78
Droog (80-120 cm)	b	146	113	79	80	81	84	86
Matig droog (40-80 cm)	c	153	120	86	87	87	90	92
Matig nat (40-80 cm)	d	160	127	93	94	92	95	97
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	165	132	98	99	96	99	101
Zeer Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	170	137	103	104	100	103	105
Nat (0-20 cm)	e	200	167	133	134	131	135	137
Zeer nat (< 10 cm)	f	261	228	194	195	191	194	197
Uiterst nat (< 0 cm)	g	304	271	237	238	233	237	239

Bron: Meersmans, 2008

Vervolgens kunnen deze waarden bijgesteld worden indien er informatie beschikbaar is over bijkomende variabelen zoals bostype, leeftijd, en beheer. De koolstofvoorraden zijn immers sterk afhankelijk van de koolstofvoorraden in de strooisellaag.

Literatuurgegevens over koolstofvoorraden in bosbodems (tabel 41) kunnen echter een sterk vertekend beeld geven, omdat de factoren bosleeftijd, bodemtextuur en bodemhydrologie meestal niet vermeld worden. Zo kunnen populierenbossen relatief hoog scoren op koolstofvoorraden, maar kan men dit voor een groot deel toeschrijven aan het feit dat deze bossen meestal aangeplant worden op natte bodems (Staes, Rubarenzya et al., 2009), terwijl een onbeheerd elzenbroekbos of wilgenstand een veel hogere koolstofvoorraad zouden bewerkstelligen met dezelfde standplaatscondities.

tabel 41: literatuurgegevens over koolstofvoorraden in bosbodems

	Buffergrootte stabiele bodem (in ton C/ha)	Referenties
Elzenbroekbos	206	Muller, 1998
Grove Den onbeheerd en Berk op heidegronden (duinpan) na 200 jaar	170	Kemmers en Mekkinck 2002
Gemengd	126	Van Langenhove en Hermy, 1996
Populier *op natte bodems	98	Van Langenhove en Hermy, 1996
vochtig naaldbos (podzol)	97	Ohlson, 2009
Lork 60 jaar	97	Schulp, 2008
Beuk	97	Van Langenhove en Hermy, 1996
Eik	87	Van Langenhove en Hermy, 1996
matig vochtig naaldbos (podzol)	82	Ohlson, 2009
Eik 60 jaar	81	Schulp, 2008
Conifeer	76	Schulp, 2008
Schotse Den 60 jaar	70	Schulp, 2008
Beuk oud	68	Schulp, 2008
Droog naaldbos (podzol)	67	Ohlson, 2009
Breedbladig loofbos	67	Schulp, 2008
Bouglas spar 60	63	Schulp, 2008
Grove Den onbeheerd op stuifzand/landduin (grofkorrelig) na 200 jaar	60	Kemmers en Mekkinck 2002
Beuk 60 jaar	53	Schulp, 2008
Onbeheerd bos ten opzichte van beheerd bos	" + 28 % bodem C- opslag "	Schulp, 2008

De snelheid van de opbouw van koolstofvoorraden in de bodem zal op zichzelf een resultante zijn van vele factoren. Volgens Nabuurs et al. (2008) vindt de opbouw van koolstofvoorraad in de bodem bij naaldbossen vooral plaats in de eerste 200 jaar na bebossing. Daarna gaat de opbouw nog wel door, maar in een lager tempo.

Om de factor beheer te illustreren, bekijken we de studie van Kutsch, Chunjiang et al. (2005). In deze studie werd de netto productiviteit van enkele plots vergeleken. De netto opslag van een oud eikenbos (> 200 jaar oud) met complexe ondergroei (weinig beheer) werd begroot op 5,59 ton C/ha.jaar, terwijl het beheerde beukenbos (110 jaar) werd begroot op slechts 2,95 ton C/ha.jaar en het jonge Elzenbos (ong. 60 jaar) op 1,93 ton C/ha.jaar. Deze gegevens slaan enkel op de netto toename van de C-voorraad en geven geen informatie over de totale C-voorraad. Volgens Kutsch mogen we aannemen dat in een representatief beheerd bos in de gematigde klimaatzone, de C-voorraad jaarlijks toeneemt met gemiddeld 2-3 ton C/ha. Voor bossen die gedurende enkele decennia niet verstoord worden, kan dit oplopen tot 6 ton C/ha.jaar (Knohl, Schulze et al. 2003). Dit wordt tevens bevestigd door Schulp (Schulp, Nabuurs et al., 2008) die aantoonde dat de eerste 20 cm van de bosbodems van onbeheerde bossen 28 % meer koolstofvoorraad hadden dan deze van beheerde bossen.

4. Heide – Ruigten

Droge heide komt voor op droge zandgronden (drainageklasse a tot d). Natte heide en ruigten vallen eerder onder de categorie moerasesystemen. Ze komen voor op natte, eerder zure zandgronden (drainageklasse h tot g).

Op natte heideterrein met dopheide (*Erica tetralix* L.) bevat de totale biomassa ruwweg 5 ton C/ha; droge heide met struikheide (*Calluna vulgaris* (L.) Hull) bevat ongeveer evenveel, terwijl de biomassa op terreinen met pijpestrootje (*Molinia caerulea* (L.) Moench) ongeveer 5 tot 10 ton C/ha bevatten, afhankelijk van de vochtigheid van het terrein (Aerts 1989). De koolstofvoorraad in bodem en strooisellaag van droge heide op stuifzanden wordt geschat op resp. 50 en 40 ton C/ha (Van delft, 2006). De accumulatie van organisch materiaal in de bodem bij natte heide en ruigte ligt een ordegrrootte hoger dan voor droge heide en is waarschijnlijk vergelijkbaar met de waarden voor permanente graslanden.

tabel 42: gemiddelde koolstofvoorraad in heidebodems anno 1960 voor verschillende bodem texturen en drainageklassen.

Heide –Struweel (in ton C/ha)		Textuur						
drainageklasse		Zware Klei	Lichte Klei	kleileem	Leem	Zandleem	Lemig Zand	Zand
		U	E	A	L	P	S	Z
Zeer Droog (80-120 cm)	a	148	115	81	82	77	80	82
Droog (80-120 cm)	b	151	118	84	85	86	89	91
Matig droog (40-80 cm)	c	158	125	91	92	92	95	97
Matig nat (40-80 cm)	d	165	132	98	99	97	100	102
Nat, tijdelijk Grondwater (20-40 cm)	h	170	137	103	104	101	104	106
Zeer Nat, tijd. grondwater (20-40 cm)	i	175	142	108	109	105	108	110
Nat (0-20 cm)	e	205	172	138	139	136	139	142
Zeer nat (< 10 cm)	f	266	233	199	200	196	199	201
Uiterst nat (< 0 cm)	g	309	276	242	243	238	242	244

Bron: Meersmans, 2008

5. Moerassen

De koolstofinhoud van moerassen is minder gebonden aan de bodemtextuur. Gedurende de ontwikkeling van deze ecosystemen zal het gehalte organisch materiaal toenemen. De ontwikkelingsclimax van een moeras verschilt naargelang de abiotische omstandigheden: ofwel zullen ze verlanden en overgaan in terrestrische ecosystemen, ofwel worden ze hoogveen (situatie waarbij moerassen enkel nog gevoed worden door nutriëntenarm regenwater). Deze ontwikkeling heeft ook een invloed op de koolstofopslag die in een hoogveen veel groter zal zijn omdat daarin door de heersende milieuomstandigheden bijna geen organisch C wordt gemineraliseerd. De koolstofvoorraden van een ontwikkeld moeras zijn dan ook moeilijk in te schatten en zijn afhankelijk van de dikte van de organische laag (inclusief strooisellaag). In feite zijn ze enkel te bepalen door bemonstering, maar een veronderstelde ondergrens van 350 ton C/ha voor oude moerassen (60+) is niet overdreven en wellicht een onderschatting. De gemiddelde globale koolstofinhoud van moerassen bedraagt 723 ton C/ha (Post 1982; Adhikari and Sitaula, 2009). De gemiddelde koolstofinhoud van een kubieke meter ongecomprimeerd veen (ondiepe laag) is 58 kg. Eén hectare veengrond van 1 meter diep staat dus voor 580 ton C. Een permanent nat moeras van 60 jaar oud zal volgens de berekeningen van Altor en Mitsch (2008), na 60 jaar 300 ton koolstof per hectare vastgelegd hebben. Dit komt overeen met een gehalte organisch materiaal van 30 kg/m². Indien deze 30 kg volledig bestaat uit veensubstraat bedraagt dit een volume van 0,51 m³.

De koolstofvoorraden in de biomassa zijn over het algemeen verwaarloosbaar behalve voor goed ontwikkelde moerasbossen. Een studie van Muller (1998) begroot de koolstofvoorraad in de strooisellaag en humuslaag op respectievelijk 216 en 206 ton C/ha, terwijl de C-voorraad in de levende biomassa slechts 75 ton C bedraagt. De jaarlijkse opname van dit ontwikkelde moerasbos bedraagt 1,8 ton C/ha.j. Dit impliceert tevens dat de netto opname in een vroeger ontwikkelingsstadium allicht vele malen hoger was.

Voor moerassen is de balans voor C-opslag dus overwegend positief. De relatief hoge methaanemissies kunnen echter wel negatieve effecten hebben op deze balans. Methaan (CH₄) ontstaat onder andere bij afbraak van organische stoffen door bacteriën onder anaerobe omstandigheden.

Brix et al (2001) concluderen dat de opslag/emissie verhouding van broeikasgassen in rietgedomineerde wetlands afhankelijk is van de te beschouwen tijdsperiode. Tot een tijdsduur van 60 jaar wordt koolstof vastgelegd, maar daarna komt het systeem vaak in evenwicht en wordt alleen in (anaerobe) hoogveensituaties nog koolstof vastgelegd. Rietmoerassen kunnen dus zowel een koolstofbron zijn als koolstof opslaan.

figuur 33 toont de C-fluxen in mol C/m².j voor een matig nutriëntenarm rietmoeras. De jaarlijkse netto opslag van C in de bodem is omgerekend 5,52 ton C/ha per jaar. De totale voorraad in de bodem kan oplopen tot honderden tonnen C per ha, afhankelijk van de leeftijd van het rietmoeras.

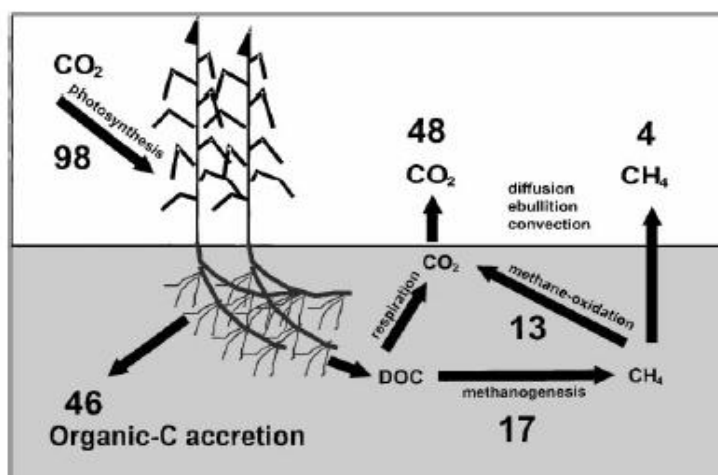


Fig. 4. Summary of estimated rates of carbon cycling in the *Phragmites australis* wetland at Vejlerne Nature Reserve, Denmark. Figures denote the estimated annual rates of the processes indicated (unit: mol C m⁻² year⁻¹). Emissions of CO₂ and CH₄ to the atmosphere occur mainly through the air-space tissue of the plants by diffusion and convection.

figuur 33: inschatting van de C-fluxen in een oligotroof rietmoeras

Bron: naar Brix, Sorrell et al., 2001¹⁰

De opname en emissie van CO₂ en CH₄ is onderhevig aan een seizoenale cyclus (figuur 34). Metingen van CO₂-fluxen moeten minstens op jaarbasis gebeuren; momentopnamen geven geen informatie over fluxen van CO₂, N₂O en CH₄.

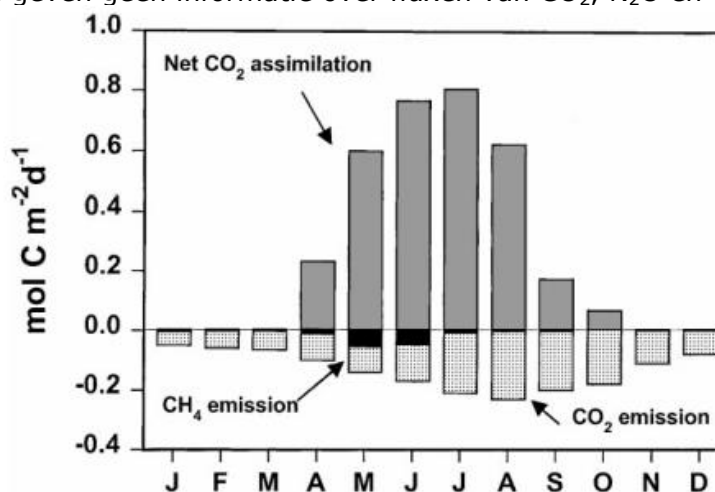


Fig. 3. Estimated seasonal cycle of net CO₂ assimilation and CO₂ and CH₄ emission from a *Phragmites australis* wetland at Vejlerne Nature Reserve, Denmark. Net CO₂ assimilation rates are estimated based on harvest techniques and measurements of growth in permanent plots throughout three seasons. The CH₄- and CO₂-emission rates are largely based on studies performed by gas-exchange chambers (the head space technique) on 10 occasions over 2 years.

figuur 34: seizoenale cyclus van CO₂-opname en CO₂-emmissie voor een rietmoeras

Bron: Brix, Sorrell et al., 2001

¹⁰ De waarden in mol C/m².j kunnen omgerekend worden naar ton C/ha.j door te vermenigvuldigen met 1.2.

Door denitrificatie in moerassen vermindert de nitraatbelasting naar het benedenstrooms milieu. Een voldoende nitraatbelasting reduceert echter ook de emissie van methaan (Stadmark, Seifert et al., 2009; Thiere, Stadmark et al., 2009).

Moerassen produceren in absolute hoeveelheid meer lachgas (N_2O) dan graslanden, de lachgasproductie per eenheid verwijderde NO_3^- is echter lager dan bij graslanden. Moerasherstel door omzetting van graslanden naar moerassystemen zal daarenboven niet leiden tot een verhoogde methaanemissie. Deze studie toont aan dat de aanleg van nieuwe moerassen enkel voordelen heeft (Stadmark, Seifert et al., 2009).

Het is dus noodzakelijk om bestaande koolstofvoorraden te beschermen van ontginning en mineralisatie door drainage tegen te gaan en te vernatten tot een optimaal niveau waarbij de CH_4 -uitstoot beperkt wordt. Dit wordt ondermeer gedocumenteerd door Altor en Mitsch (2008) waarbij men kijkt naar de effecten van hydrologie (permanent en afwisselend geïnundeerd) en bodem (zandig en venig) op emissie en sequestratie. We zien dat permanente natte condities de CO_2 -opname bevordert, maar op termijn leidt tot hogere methaanemissies. Het pulseren van het waterregime verhoogt de afgifte van CO_2 bij reeds ontwikkelde organisch rijke bodems, maar vermindert de methaanemissies.

tabel 43: opname en uitstoot van broeikasgassen door moerassen in functie van hun ontwikkelingsstadium.

Leeftijd	Gehalte organisch materiaal (0-50 cm)	Uitstoot CH_4 -C ton/ha. j		CO_2 -C opname balans (ton C/ha.j)		gemiddeld broeikasgas-effect (CO_2 - CH_4 . factor 21)) (ton C/ha.j)	
		Permanent hoge watertafel (0-20 cm)	Gepulseerd (tussen 20-40 onder maaiveld tijdens zomer)	Permanent hoge watertafel (0-20 cm)	Gepulseerd (tussen 20-40 onder maaiveld tijdens zomer)	Permanent hoge watertafel (0-20 cm)	Gepulseerd (tussen 20-40 onder maaiveld tijdens zomer)
0	Veen 00 %	0,024	0,011	4,8	4,8	4,27	4,54
10	Veen 10 %	0,028	0,013	4,7	4,4	4,13	4,17
20	Veen 20 %	0,031	0,015	4,6	4,1	3,98	3,79
30	Veen 30 %	0,036	0,017	4,6	3,8	3,82	3,41
40	Veen 40 %	0,040	0,019	4,5	3,4	3,65	3,02
50	Veen 50 %	0,046	0,022	4,4	3,1	3,47	2,63
60	Veen 60 %	0,052	0,025	4,4	2,7	3,27	2,22
70	Veen 70 %	0,059	0,028	4,3	2,4	3,06	1,81
80	Veen 80 %	0,067	0,032	4,2	2,1	2,83	1,39
90	Veen 90 %	0,076	0,036	4,2	1,7	2,57	0,96
100	Veen 100 %	0,082	0,043	4,1	1,4	2,34	0,52
Representatief voor oppervlaktewater gevoede moerassen met beperkte doorstroming (quasi stilstaand) - open water - macrofyten - riet - zegge – liesgras – moerasbos							

Bron: Altor en Mitsch, 2008

tabel 44 geeft een overzicht van de opslag van koolstof in moerasesystemen. Ook herstel of ontwikkeling van nieuwe moerassen leidt tot opvallend hoge waarden in vergelijking met de waarden voor bestaande of gedegradeerde moerasesystemen.

tabel 44: kengetallen over C-opname door moerasesystemen

	VAN	NAAR	Minimale C-opslag (in ton C/ha.j)	Gemiddelde C-opslag (in ton C/ha.j)	Maximale C-opslag (in ton C/ha.j)	referenties
Elzenbroekbos	moerasbos	moerasbos		1,8		Muller, 1998
Elzenbroekbos	moerasbos	moerasbos	3,17	3,56 +/- 39	3,95	Kutsch et al., (2001a)
Eutroof zeggemoeras (zomer overstroomd)	moeras	moeras		2,1		Dusek, 2009
Bestaand laagveen (Auchencorth Centraal Schotland)	laagveen	laagveen		0,22		Billett et al., 2004
Laagveen (Canada) Zomerperiode (-7,45 ton C/ha.j) - aftrek winter geschat op 45 % (lafleur et al, 2003)	laagveen	laagveen	-2,0	3,83	-7,45	Moore et al., 1998
Laagveen (Kaamanen mire, N. Finland) daglicht (-8,94 ton C/ha.j), aftrek nacht geschat op 45 % van dag (lafleur et al, 2003)	laagveen	laagveen	-2,5	4,60	-8,49	Heikkinen et al., 2002
Oud laagveen (Mer Bleue bog, Canada)	laagveen	laagveen		1,35		Lafleur et al., 2003
Onverstoord oud veenmoeras	laagveen	laagveen		0,25		Hargreaves et al., 2003
Moerasherstel op grasland	grasland	moeras	0,8	2,3	3,9	Kamp et al., 2001
Herbeest laagveen (na kaalkap beheer)	gedegrademd laagveen	moerasbos		4,98		Hargreaves et al., 2003
Herkolonisatie hersteld veenmoeras	gedegrademd laagveen	moeras		2,99		Hargreaves et al., 2003
Moeras	gedegrademd laagveen	laagveen	0,1	0,45	1	Watson et al., 2000
Laagveen	gedegrademd laagveen	laagveen	2,2			Freibauer et al., 2004
Moerasherstel op akker	akker	moeras	2,2	3,4	4,6	Kamp et al., 2001
Landbouw op ontwaterde veengrond	moeras	landbouw	250	-5,5	-8,2	Schils, 2008
Moeras naar grasland	moeras	grasland		-0,9	-1	Soussana et al., 2004

6.3.8 Luchtkwaliteit

→ *Relevante polluenten en processen*

Vegetatie kan bijdragen aan de verbetering van luchtkwaliteit door de afvang van polluenten. Vooral de afvang van fijn stof is belangrijk als regulerende dienst omdat luchtverontreiniging door fijn stof leidt tot belangrijke welvaartsverliezen. Fijn stof is verantwoordelijk voor ongeveer 60 % van de totale ziektelast veroorzaakt door milieuverontreiniging (en gemeten in termen van verloren gezonde levensjaren (MIRA, 2007b).

Vegetatie draagt bij aan een beperking van de verspreiding van fijn stof omdat het de droge depositie (neerslag) van zwevend stof verhoogt. Het proces en de factoren die het beïnvloeden zijn kort samengevat in van de Burg (2006). Zwevend stof dat aanbotst tegen blad (of tak) kan hierop neerslaan, waarbij – afhankelijk van de kenmerken van dat blad en de wind – een deel terug in resuspensie kan gaan, en een deel op de vegetatie achterblijft. In vergelijking met bijv. een water- of verhard oppervlak zal bij vegetatie meer zwevend stof neerslaan omdat er meer potentieel contactoppervlak is. Bij regen zal dat (al dan niet ten dele) afspoelen en op de bodem terechtkomen waar het stof vastgehouden wordt door de kruid- of strooisellaag. Dit is een cyclisch proces waarbij het vegetatiedek herhaaldelijk stofdeeltjes uit de lucht filtert en naar de bodem afvoert (HERMY e.a., 2005; VAES, 2001). Dit effect spreekt het meest tot de verbeelding voor bomen maar is relevant voor alle vormen van vegetatie en voor alle in dit rapport beschouwde natuurtypes en landbouw.

Naast fijn stof heeft vegetatie ook een effect op stikstofoxiden (NO_x), ozon (O_3), ammoniak (NH_3) en vluchtige organische stoffen (VOS). NO_x en NH_3 zijn van belang als precursoren van secundair fijn stof (nitraten uit NO_x en NH_3 ; sulfaten uit SO_2 en NH_3) en/of van ozon (ozon uit NO_x en VOS). Secundair fijn stof is belangrijk vanuit milieubeleid omdat het bijdraagt aan de totale hoeveelheid zwevend stof en (mogelijk) gelijkaardige gezondheidseffecten heeft (zie onderdeel over waardering voor meer details). Er zijn kengetallen in de literatuur om deze effecten van fijn stof aerosolen te kwantificeren en waarderen. Ozon heeft schadelijke gevolgen voor volksgezondheid, landbouw en natuur. Het netto effect van emissie en afvang van ozon-precursoren (NO_x en VOS) en afvang van ozon door vegetatie is complex en moeilijk in kengetallen te vatten en te waarderen.

Tot slot kan vegetatie ook een bron zijn voor de verspreiding van stoffen zoals VOS. Wesseling et al. (2008) vermelden ook de verspreiding van pollen als een mogelijk effect van vegetatie op luchtkwaliteit en gezondheid maar geven aan dat er geen informatie is om dit te begroten of het belang ervan in te schatten.

Voor de verdere discussie beperken we ons tot de effecten op de afvang van primair zwevend stof en fijn stof precursoren NO_x en NH_3 .

→ **Beïnvloedende factoren**

De hoeveelheid stof die op deze wijze wordt afgevangen hangt af van verschillende factoren:

- De concentraties van zwevende stoffen in de atmosfeer en hun samenstelling;
- De windomstandigheden, wat een combinatie is van meteo en van landschapselementen die lokale meteo beïnvloeden;
- Het type vegetatie, met name de totale oppervlakte aan blad en kenmerken daarvan.

Bij de beoordeling van het effect van vegetatie op luchtkwaliteit moeten we een onderscheid maken tussen twee soorten effecten:

- Het bovenlokale effect op luchtkwaliteit, waarbij grotere eenheden vegetatie (zoals in dit rapport beschouwd) als een sink van fijn stof kunnen beschouwd worden, die verdere verspreiding beperken. De omvang van dit effect wordt bepaald door gemiddelde concentraties van zwevend stof, gemiddelde meteo en verder vooral door het type vegetatie. Voor dit effect kunnen kengetallen worden afgeleid in functie van vegetatietype.
- Daarnaast onderscheiden we het lokale effect van vegetatie op concentraties in de onmiddellijke nabijheid (enkele tientallen meters). Dit effect is veel moeilijker te vatten via kengetallen omdat de omvang afhangt van zeer lokale gegevens, zowel m.b.t. de aanwezige pollutanten (die verschillen in concentraties en samenstelling in functie van nabijheid van bijv. verkeer) als met lokale meteo (bijv. al dan niet in 'street canyons'). De relevante processen zijn complexer omdat er interactie is tussen vegetatie en lokale meteo. De resultaten zijn ook minder eenduidig (bijv. afname op één plaats en toename op andere plaatsen). Lokale effecten zijn vooral van belang voor de beoordeling van het gebruik van groenschermen of vegetatie bij lokaal luchtkwaliteitsbeleid (bijv. in steden of dichtbij verkeersassen). Dit valt evenwel buiten het bereik van deze studie.

We beperken ons hier tot de verschillen in grote groepen van vegetatie (natuurtypes). Binnen één natuurtype (bijv. bos) zijn er verder ook nog grote verschillen mogelijk, bijv. in functie van het soort boom. Op die wijze kan men de afvang van fijn stof 'optimaliseren', maar dat valt buiten het bereik van deze studie.

Voor NO₂ gebeurt de opname via de huidmondjes. Naast bovenvermelde factoren spelen hier het aantal huidmondjes en de mate waarin zij openstaan mee. Dezelfde mechanismen spelen voor ozon en NH₃.

→ **Kwantificering van de ecosysteemdienst per natuurtype**

Er is een brede waaier van literatuur over de effecten van groen en vegetatie op luchtkwaliteit, zowel op basis van experimenten als op basis van modelstudies. De resultaten van deze studies zijn zelden te gebruiken voor onze doelstelling, omdat ze resultaten rapporteren in functie van het percentage reductie van concentraties op een bepaalde plaats, wat onvoldoende is om het marginale effect van de afvang van fijn stof op bovenlokale luchtkwaliteit te beoordelen. Vaak is er ook onvoldoende informatie over de hoeveelheid vegetatie of wijzigingen in vegetatie, of kan men geen onderscheid maken tussen onderscheiden vegetatietypes.

Voor afleiding van kengetallen baseren we ons op twee Nederlandse bronnen, Witteveen en Bos, 2006 en Oosterbaan, 2006. Voor de natuurtypes die onderscheiden worden in deze studie, zijn de kengetallen opgelijst in tabel 45 en tabel 46. Omdat de waardes kunnen verschillen voor onderdelen van de natuurtypes worden zij meer in

detail gerapporteerd, zodat men in functie van gebiedsinformatie de kengetallen kan aanpassen.

Fijn stof

De resultaten voor fijn stof zijn opgelijst in tabel 45. De orde van grootte van effecten is gelijkaardig voor beide studies (die ook terugvallen op gelijkaardige of dezelfde kennisbronnen). Beide studies geven wel grotere verschillen voor het netto effect van omzetting van weiland of akkerland naar bos omdat Oosterbaan in vergelijking met Witteveen en Bos ten eerste lagere kengetallen hanteert voor bos en wel verhoogde droge depositie toekent aan weiland en akkerbouw.

Er is in de literatuur geen sprake van mogelijke verhoging van de droge depositie bij landgebruiken zoals industrie, wegen of open water (waarde 0 kg/ha/jaar).

tabel 45: kengetallen voor de kwantificering van afvang van fijn stof door natuurstypes

Nr	Natuurtype	Witteveen en Bos (2006)	Oosterbaan (2006)
		kg/ha.j	kg/ha.j
1	Natuurlijke graslanden en ruigte gras ruigte	Nvt 10	18 /
2	Bos en struweel bos bos met ondergroei	50 100	36 44 ⁽³⁾
3	Slik en schor	Nvt	/
4	Pioniersvegetaties	/	/
5	Open water, riet en moeras riet open water	10 ⁽¹⁾ 0 ⁽⁵⁾	20,7 0 ⁽⁵⁾
6	Heide en landduinen heide duin	50 ⁽²⁾ Nvt	Nvt
7	Weiland en akker weiland akkerland agrarisch landschap met landschapselementen	Nvt Nvt /	18 6,4 + 5 % ⁽⁴⁾
	Bebouwde omgeving wegen, industrie	/	0 ⁽⁵⁾

Bron: Witteveen en Bos, 2006;

Oosterbaan (2006) omgerekend naar kg/ha door Vito.

Nvt: studie geeft aan dat opvang niet relevant is voor dat type

/ : studie geeft over dat type natuur of landgebruik geen informatie

(1) op basis aanname 10 % van bos met ondergroei

(2) op basis aanname 50 % van bos met ondergroei

(3) op basis bomenrij met struikgewas

(4) op basis van een gevalstudie in Nederland, omvat effect van landschapselementen zoals heggen, struiken, bomenrijen en solitaire bomen,: is een verhoging van enkele procenten van het effect van weiland of akkerland.

(5) 0 kg/ha/jaar betekent niet dat er daar geen droge depositie is, maar wel dat dit landgebruik droge depositie niet verhoogt.

Omdat de afvang een functie is van de concentraties in de omgevingslucht zal bij veranderingen in luchtkwaliteit deze ook mee veranderen. Op deze wijze kan men eenvoudig verwachte evoluties meenemen.

Andere polluenten NO_x, NH₃

De literatuur geeft ook schattingen voor afvang van en/of effecten op concentraties van NO₂ (Witteveen en Bos, 2006), ozon en NH₃. Voor deze polluenten zijn de onzekerheden groter omdat ze maar op één bron zijn gebaseerd. Deze cijfers kunnen gehanteerd worden om ordes van grootte af te tasten, maar men moet voorzichtig zijn, vooral voor de vergelijking van verschillende natuurtypes.

tabel 46: kengetallen voor de kwantificering van afvang van NO_x en NH₃ door natuurtypes

Nr	Natuurtype	NO _x	NH ₃
		kg/ha.j	kg/ha.j
1	Natuurlijke graslanden en ruigte gras ruigte		
2	Bos en struweel bos bos met ondergroei	205	45
3	Slik en schor		
4	Pioniersvegetaties		
5	Open water, riet en moeras riet open water		37
6	Heide en landduinen heide duin	100 ₍₁₎	
7	Weiland en akker weiland akkerland agrarisch landschap met landschapselementen	nvt	35
	Bebouwde omgeving wegen, industrie Bron:	Witteveen en Bos	Oosterbaan

Bron: Witteveen en Bos, 2006;

Oosterbaan (2006) omgerekend naar kg/ha door Vito.

Nvt: studie geeft aan dat opvang niet relevant is voor dat type

/ : studie geeft over dat type natuur of landgebruik geen informatie

(1) op basis aanname 50 % van bos

6.3.9 Groene ruimte als geluidsbuffer

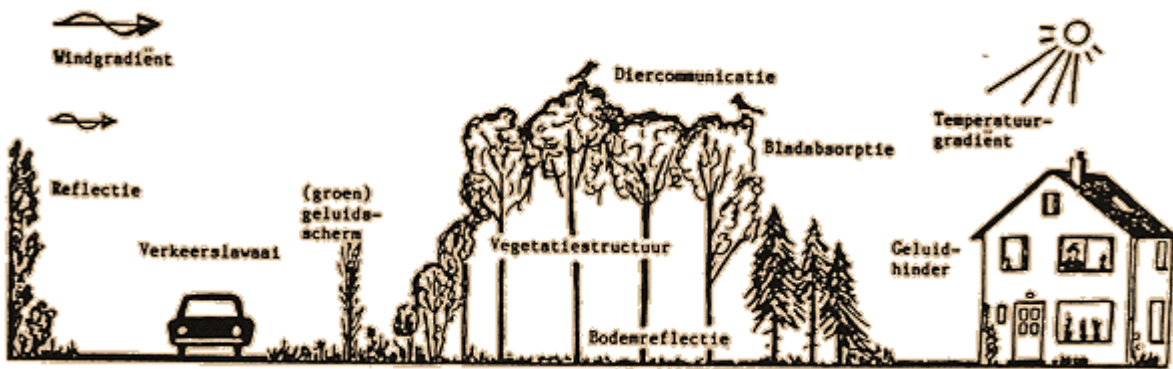
→ **Proces**

Hinder is het meest ondervonden probleem als gevolg van geluidsoverlast. Hinder kan worden omschreven als een algemeen gevoel van ongenoegen of een reactie van verzet veroorzaakt door het geluid. Hinder uit zichzelf door angst, onzekerheid en lichte boosheid (Stansfeld & Matheson, 2003; RIVM, 2005). De afgelopen jaren ondervindt bij een gelijkblijvend geluidsniveau een steeds groter percentage mensen hinder. In de woonomgeving is verkeerslawaaï de meest voorname oorzaak van geluidsoverlast (Den Boer et al., 2008).

Om deze hinder te voorkomen, kunnen verschillende maatregelen genomen worden, zowel aan de bron- als aan de ontvangerzijde. Een geluidsbuffer plaatsen tussen het verkeer en de bewoning is één van de tweede groep maatregelen. Voornamelijk bossen kunnen hier een rol in spelen. "Naast de direct geluidsdempende effecten hebben planten ook een geluidsmodificerende functie. Geluiden met hoge frequenties worden immers meer geabsorbeerd dan geluiden met lage frequenties, en achtergrondlawaaï wordt draaglijker wanneer het vermengd wordt met andere, aangename achtergrondgeluiden zoals het geluid van ruisende bladeren of het geluid van vogels. Een gelijkaardig effect wordt bekomen door het rustgevende geluid van stromend water, waarmee achtergrondlawaaï in tuinen vaak bestreden wordt (HERMY e.a., 2005; GEZONDHEIDSRAAD, 2006)." (Verheyden 2008)

→ **Beïnvloedende factoren**

"figuur 35 geeft een overzicht van de meeste facetten die een rol spelen bij geluidsvoortplanting en geluidsoverdracht. Groene geluidsschermen worden in deze studie echter niet meegenomen. Geluidsschermen en -wallen zijn immers akoestisch werkzaam omdat ze dankzij planken, staal, beton of aarde volledig dicht zijn en niet meegeven: het geluid kan alleen over de bovenrand van de ene naar de andere kant gaan. Bossen daarentegen zijn akoestisch vrijwel 'doorzichtig': het geluid gaat er doorheen, hoewel het wel gehinderd wordt in zijn weg van bron naar ontvanger." (Huisman Willibrord, 1990)



figuur 35: factoren die een rol spelen bij geluidsvoortplanting

bron: website van Willibrord Huisman over proefschrift: Geluidsvoortplanting over begroeide bodem (1990)
<http://www.willibrordhuisman.nl/HvH/Proefschrift.html>

Verheyden (2008) bespreekt deze factoren (letterlijk citaat):

- “De temperatuursgradiënt kan een aanzienlijke invloed uitoefenen op de overdracht van geluid. Hierbij krijgen we te maken met twee situaties:
 - Overdag is het op grotere hoogte in het algemeen kouder dan bij de grond. Door de zonnestraling is de temperatuur van de bodem meestal warmer dan de lucht. De bodem verwarmt vervolgens de onderste luchtlagen. De temperatuur neemt dus af met de hoogte, men spreekt van een negatieve temperatuursgradiënt (FOLDI e.a., 2000; VAN VALKENBURG, s.d.);
 - 's Avonds en 's nachts treedt er soms een "inversie" op: het bodemoppervlak is kouder dan de bovenste luchtlagen, zodat een omgekeerde situatie ontstaat. We spreken van een positieve temperatuursgradiënt. Vlak boven de grond is het dan kouder dan hoog in lucht. Hierdoor komt het dat 's avonds een geluidsbron op grote afstand soms beter hoorbaar is dan overdag. In België en Nederland komen deze inversies vaak voor, vooral bij helder en windstil weer (FOLDI e.a., 2000; VAN VALKENBURG, s.d.; WATERMAN, 2001).
- De bodem beïnvloedt de geluidsoverdracht. Hierin is de “bodemwerking” van belang. Dit begrip staat voor de verandering, zowel positief als negatief, ten gevolge van een tussenkomst door de bodem tussen de bron en de ontvanger. Deze invloed is een vrij complex akoestisch fenomeen dat beïnvloed wordt door de bodemkarakteristieken, de “bron-ontvanger-geometrie” en eigenschappen van de geluidsbron (FLEMING e.a., 2000). Een belangrijk begrip hierbij is de zogenaamde “bodemdip”. De bodemdip bevindt zich bij die frequenties waar de geluidsoverdrachtfunctie van de bodemdemping een minimum heeft. Deze bodemdip bevat dus eigenlijk alleen het eerste interferentieminimum en is gelegen in de middenfrequenties. Belangrijk is dat de zogenaamde “bodemdip” bij bosbodems naar de lage frequenties verschoven is, hetgeen bij weiland minder het geval is (HUISMAN, 1990).

Bij de berekening van verkeerslawaai zien we dat het verschil in bodemwerking tussen verschillende bodems (bijvoorbeeld op bosbodem of zandige bodem) heel belangrijk kan zijn. Immers, indien het emissiespectrum van een bron juist een maximum heeft bij die frequenties waar de geluidsoverdrachtfunctie van de bodemdemping een minimum heeft (de zogenaamde “bodemdip”), dan wordt het totale immissieniveau lager dan wanneer deze niet samenvallen. Het is dan ook belangrijk

om steeds rekening te houden met de frequentieafhankelijkheid van het bodemeffect, net zoals dat trouwens geldt voor alle andere factoren die de geluidsoverdracht beïnvloeden (HUISMAN, 1990).

- Vegetatiestructuur: Om voldoende effectief te zijn moet men over een breedte van 100 meter zowel hoge als lage beplanting hebben (zodat het lawaai niet onder of over de vegetatie heen kan). Meestal is ruimtegebrek het grootste probleem (FLEMING e.a., 2000).

Het National Agroforestry Center (NAC) stelt dat een vegetatiegordel, samengesteld uit bomen en struiken, een geluidsreductie van 5 tot 10 dB(A) kan veroorzaken wanneer de plantensoorten en de plantwijze zorgvuldig gekozen worden. Men formuleerde hierbij ook enkele aanbevelingen om dergelijke reducties te bekomen (ELEVITCH e.a., 2001):

- plant de vegetatiegordel zo dicht mogelijk bij de geluidsbron, aangezien dit een beter resultaat geeft dan wanneer men deze dicht bij het te beschermen gebied plaatst;
- plant de bomen en struiken voldoende dicht op elkaar, maar voorkom dat er teveel concurrentie ontstaat;
- gebruik indien mogelijk soorten met een dichte bebladering en zorg voor een grote diversiteit van soorten met verschillen in bladvorm en bladgrootte;
- een combinatie van struiken en bomen zal waarschijnlijk nodig zijn om van boven tot onder een voldoende dik bladerdek te verkrijgen;
- wintergroene soorten zullen een beter resultaat geven dat het hele jaar door behouden blijft aangezien ze hun bladeren behouden;
- gebruik eveneens hogere bomen en lage struiken, grassen of bodembedekkers zodat een akoestisch zachte bodem bekomen wordt." (einde citaat)

Huisman (1990) vindt echter dat met betrekking tot de reductie van verkeerslawaai, in een redelijk ontwikkeld bos, de bebladering en de ondergroei van ondergeschikt belang zal zijn. De dunne takken en bladeren verzwakken immers enkel aanzienlijk de hogere frequenties, maar hebben slechts een beperkte invloed op het totaalniveau. De stammen zullen hier het belangrijkste werk doen, zodat van bladval in de winter weinig te vrezen zal zijn met betrekking tot de geluidsreductie van het verkeerslawaai. De dikte van de stammen speelt wel een belangrijke rol: een oud bos met dikke stammen zal meer effect hebben dan een jong bos. Er kan verder ook geen duidelijke relatie gevonden worden tussen geluidsabsorptie en vegetatiedichtheid of vegetatiestructuur. De enige bossen die er enigszins uitspringen hebben op zichthoogte een dicht pakket naalddragende takken. Ook nu weer zien we dat deze absorptie echter weinig invloed heeft op het totaalniveau van het verkeerslawaai.

We zien dus dat het thema geluid zeer complex is wanneer we rekening houden met alle factoren die de geluidsoverdracht beïnvloeden. Over het algemeen kan men stellen dat over een harde bodem (water, bestrating, asfalt) geluid verder draagt dan over een zachte bodem (zoals een akker of weiland) (WATERMAN, 2001). Verder dient men te weten dat er grote verschillen bestaan in akoestische bodemhardheid tussen bosgrond enerzijds en weiland anderzijds. Daarnaast is er nog een onderscheid te maken tussen naaldbossen (akoestisch gezien het zachtst) en loofbossen (HUISMAN, 1990).

→ **Kwantificering van de ecosysteemdienst per natuurtype**

De meeste vegetatietypes hebben weinig invloed op de geluidsimmissie. Door bodemreflectie zal een grote open ruimte (minstens 100m) een zekere daling van de immissieniveaus teweegbrengen, maar dit zal weinig of niets verschillen met de huidige situatie (akker/weiland/braakliggend terrein). Echter bij hogere vegetatie (bossen) kan er wel een onderscheid optreden.

Bos

Meer in het algemeen behelst het effect van bos op wegverkeerslawaaï dat de immissieniveaus over alle toonhoogten opgeteld op 100 tot 300 meter van de weg tussen de 4 en de 16 dB(A) lager zijn dan de immissieniveaus boven een weiland. Een typerende waarde is een afname van 10 dB(A) op 100 m afstand bij een ontvangerhoogte van 1.50 m. Dit is deels te wijten aan het feit dat een bosbodem akoestisch zachter is dan die van een weiland en deels aan de vegetatie zelf (terugkaatsing door stammen + bladadsorptie) (Huisman, 1990).

tabel47: absorptie per 100m dichte vegetatie (dB)

Middenfrequentie octaafband (Hz)	125	250	500	1000	2000	4000
Absorptie per 100 m dichte vegetatie (dB)	3	5	7	9	12	15

bron: Vademecum voor geluidshinder in de stad vol1(BIM)

Uit verschillende studies afgeleid maakte het vademecum voor geluidshinder in de stad vol1 volgende conclusie: in het frequentiegebied waar verkeerslawaaï zich situeert, grofweg tussen 500 en 1500 Hz, bedraagt de afname dus 7 tot 10 dB per 100 m dicht bos (Vademecum voor geluidshinder in de stad vol1).

6.3.10 Pollinatie en andere ecosysteemdiensten door wilde insecten

Drie kwart van de soorten voedingsgewassen (in aantal) en één derde van de totale tonnages aan voedselproductie zijn rechtstreeks afhankelijk van bestuiving door insecten. Bijgevolg is bestuiving een potentieel zeer belangrijke ecosysteefunctie (Blacqui re, 2009). Er zijn een reeks aanwijzingen dat de pollinatiefunctie onder druk staat, zowel in de VS als in Europa, en dit zou kunnen leiden tot belangrijke welvaartsverliezen. Daarom heeft de economische betekenis van pollinatie door de honingbij en –in mindere mate– wilde bestuivers recent veel aandacht gekregen.

Anderzijds is er zeer weinig informatie over de economische waarde van een ‘marginale’ verandering van landgebruik (meer of minder natuur) en de gevolgen hiervan voor de aanwezigheid van wilde pollinators en de productie van pollinatie-afhankelijke landbouwgewassen (zie ook verder 6.4.6).

Kwantificering moet gebeuren door de oppervlakte aan afhankelijke gewassen in te schatten en de totale productie aan goederen die deze oppervlakte genereert.

6.3.11 Waterretentie

Een natuurlandschap kan in specifieke gevallen ook dienst doen als waterbergingsgebied.

Zoals bijvoorbeeld aangetoond in de MKBA van het Sigmaplan kunnen de baten potentieel erg groot zijn. Voor deze regulerende dienst worden in deze handleiding geen kengetallen gegeven. De baten voor waterretentie zijn zeer gebiedsspecifiek. In Vlaanderen wordt veelal de overstromingsrisicomethodiek van het Waterbouwkundig Laboratorium Borgerhout toegepast. In deze methodiek worden overstromingsscenario’s gesimuleerd en wordt geschat op basis van landgebruik wat de verwachte schade is ten gevolge van deze overstromingen. De baten van waterretentie hangen dan af van de vermeden schade die te verwachten is door de inrichting van het natuurlandschap in vergelijking met de huidige situatie.

Indien uit een MER of andere documenten blijkt dat de gebieden een belangrijk potentieel hebben voor waterretentie, is het aangewezen om modelleeroefeningen te doen of kan nagevraagd worden bij het Waterbouwkundig Laboratorium of VMM Afdeling Operationeel Waterbeheer of er reeds dergelijke berekeningen zijn uitgevoerd voor het desbetreffende gebied.

6.4 Waardering

6.4.1 Onderbouwing van de selectie van methodes voor waardering

→ Methodes en bronnen

In dit deel zullen we kengetallen selecteren voor de monetaire waardering van regulerende diensten die zijn geselecteerd en besproken in paragraaf 6.3. Het gaat hierbij over:

1. verwijdering van nutriënten (N en P) uit watersystemen
2. verbetering van klimaatregulatie via afvang broeikasgassen
3. afvang van luchtverontreiniging
4. vermindering van geluidshinder via buffering
5. pollinatie (en andere ecosysteemdiensten van wilde insecten)

Deze diensten leiden tot welvaartseffecten in Vlaanderen. Om deze effecten in geldtermen te waarderen volgen we bij voorkeur de volgende methodes en bronnen.

A. Marktprijzen

Indien marktprijzen beschikbaar zijn, worden zij gebruikt omdat zij zowel informatie geven over wat de koper hiervoor wil betalen (en dus iets zeggen over de bereidheid tot betalen en preferenties van de koper) en tegen welke prijs de verkoper die diensten of goederen wil leveren en welke resources hiervoor moeten opgeofferd worden (grondstoffen, energie, kapitaal en arbeid dat we niet voor iets anders kunnen gebruiken).

Slechts weinig goederen en diensten van ecosystemen zijn terug te vinden op een markt. Er is weinig informatie over de hoeveelheid goederen die een ecosysteem levert en de kostprijs om de goederen te bekomen.

In de context van deze studie kunnen marktprijzen gebruikt worden om de bijdrage van wilde insecten aan de voedselproductie te waarderen, met name via marktprijzen van landbouwproducten.

Marktprijzen voor emissierechten van broeikasgassen: zie punt D.

B. Direct gereveleerde voorkeuren

In dit geval worden de preferenties van mensen en hun bereidheid tot betalen afgeleid van hoe mensen zich gedragen op bestaande markten.

In deze studie wordt deze aanpak gebruikt voor de waardering van geluidshinder. Door meer (minder) te betalen voor eenzelfde woning in een omgeving met beter (slechter) geluidsklimaat, uiten mensen hun voorkeur voor de beperking van

geluidshinder. Via een statistische analyse wordt de bereidheid tot betalen voor vermindering van de hinder (per dB(A)) geschat, als functie van de waarde van het vastgoed (hedonische methode).

C. Marginale Schadekosten

Als een verbetering van een regulerende dienst leidt tot minder schade aan menselijke gezondheid of economie dan wordt de waarde van deze schadevermindering gebruikt om deze dienst te waarderen, op voorwaarde dat er in de literatuur goede studies zijn die deze informatie leveren.

In de context van dit rapport is goede informatie beschikbaar m.b.t. de effecten van de afvang van fijn stof op de luchtverontreiniging. We kunnen hiervoor voortbouwen op studies en kengetallen over de schade van de uitstoot van fijn stof voor de menselijke gezondheid, ontwikkeld in het kader van Europese studieprogramma's en toegepast voor luchtkwaliteitsbeleid in de EU en Vlaanderen. Op basis van luchtkwaliteitsmodellen is de bijdrage van emissies aan concentraties geschat. Op basis van epidemiologische studies is een statistisch verband geschat tussen die concentraties en gezondheidsindicatoren (bijv. hospitaalopnames). Deze gezondheidsindicatoren zijn op hun beurt gewaardeerd op basis van een combinatie van informatiebronnen zoals kosten voor ziekteverzekering of studies naar de bereidheid tot betalen van mensen om specifieke kwalen te voorkomen. De economische waardering die in deze studies is ingebakken berust dus ook op de methode van uitgedrukte voorkeuren (zie LNE, 2008).

Om deze informatie te gebruiken voor de waardering van de afvang van fijn stof door vegetatie, moeten we een verband leggen tussen deze afvang en de concentraties in de omgevingslucht die de gezondheidseffecten veroorzaken.

Hoewel er ook informatie is over schadekosten voor klimaatverandering wordt deze niet gebruikt omdat zij te onvolledig en onzeker is. Er is ook informatie over schadekosten voor geluidshinder (bijv. op gezondheid) maar deze wordt niet gebruikt omdat de voorkeur wordt gegeven aan de directe waardering via bovenvermelde methodiek.

D. Marginale reductiekosten

De reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die moeten genomen worden om bepaalde milieudoelstellingen te behalen. De marginale reductiekost is de kost per extra eenheid emissievermindering. De kosten van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een doelstelling te halen, vormen de marginale reductiekost voor deze emissie (bij een bepaald doelniveau). Deze marginale reductiekost weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van een ecosysteemdienst.

Deze benadering is minder goed dan bovenstaande methodes omdat de link met preferenties en bereidheid tot betalen van mensen minder direct is. Er is wel een indirecte link omdat het beleid bij de keuze van beleidsdoelstellingen – zoals rond nutriënten en klimaatverandering – enerzijds rekening houdt met mogelijke gevolgen van deze problemen en hoe mensen dat waarderen en anderzijds met de kosten van maatregelen om deze problemen op te lossen.

Om deze methode te kunnen toepassen heeft men twee soorten informatie nodig:

- specifieke milieudoelstellingen;
- de kosten van maatregelen om die doelstelling te bereiken, gerangschikt volgens kosten-effectiviteit.

In het kader van deze handleiding passen we deze methodiek toe op:

- nutriëntenverwijdering op basis van informatie uit de kosten-effectiviteitsanalyse van maatregelen om deze doelstellingen voor Vlaanderen te bereiken (Milieukostenmodel Water);
- klimaatregulatie: op basis van literatuurstudies die rekening houden met het geheel van doelstellingen om klimaatverandering te beperken tot max 2° C en de kosten van maatregelen die hiervoor worden genomen.

In theorie zou men voor broeikasgassen deze marginale kost ook kunnen afleiden van de marktprijzen voor verhandelbare emissierechten. Omdat deze markt evenwel beperkt is tot enkele sectoren met specifieke doelstellingen weerspiegelen deze marktprijzen niet de marginale reductiekosten voor het geheel van de economie. Dezelfde opmerking geldt ook voor marktprijzen voor de aankoop van CO₂-opslag, bijv. in het kader van compensatieprojecten.

Deze methode zou ook kunnen toegepast worden voor de afvang van fijn stof maar hiervoor verkiezen we de methode o.b.v. de vermeden schade aan gezondheid (schadekosten, zie hierboven).

tabel 48: overzicht van te waarderen regulerende diensten en gehanteerde methodieken

Ecosysteemdienst	Methodiek	Indicator	Bron
verwijdering van nutriënten (N en P) uit watersystemen	kosten van maatregelen uit waterkwaliteitsbeleid	marginale reductiekost	Milieukostenmodel Vlaanderen
verbetering van klimaatregulatie via afvang broeikasgassen	kosten van maatregelen uit klimaatbeleid (schaduwprijs)	marginale reductiekost	literatuur
afvang van luchtverontreiniging	dosis-effect relaties en uitgedrukte voorkeuren	milieuschadekosten	kengetallen Mira ExternE project
vermindering van geluidshinder via geluidsbuffer	direct gereveleerde voorkeuren	waardevermindering huizen	literatuur en woningprijzen Vlaanderen
pollinatie	dosis-effect relaties Marktprijzen	marktprijzen landbouwproducten	landbouwstatistieken

→ **Randvoorwaarden om deze kengetallen toe te passen**

We zorgen ervoor dat er een zekere consistentie is met reeds verzamelde kengetallen in de standaardmethodiek (RA, 2006). Wel vermelden we nogmaals dat kengetallen geen statisch gegeven zijn en regelmatig moeten ge-update worden aan nieuwe inzichten.

In de aparte handleiding bij dit rapport geven we aan wanneer we deze baten kunnen gebruiken binnen een MKBA. We willen hierbij dubbeltellingen vermijden of vermijden dat we bepaalde cijfers zowel langs de kostenkant als langs de batenkant meenemen.

6.4.2 Waardering van nutriëntenverwijdering en opslag (N en P)

Voor de waardering van de ecosysteemdienst nutriëntenverwijdering gebruiken we de marginale reductiekost om de milieudoelstellingen voor N en P in water te behalen. Om deze kost te berekenen maken we gebruik van het Milieukostenmodel water. (MKM Water) (Broekx, 2008).

→ **Hoe worden marginale reductiekosten bepaald?**

Het Milieukostenmodel Water is een instrument dat toelaat om te bepalen hoe milieudoelstellingen op een kostenefficiënte manier kunnen gehaald worden. Meerdere emissiereductiedoelstellingen worden tegelijkertijd opgelegd en meerdere polluenten worden door een hele reeks vervuilers geëmitteerd. Deze vervuilers kunnen meerdere milieumaatregelen implementeren tegen verschillende kostprijzen en met verschillende effecten op één of meerdere polluenten. Bovendien zijn er tal van beperkingen met betrekking tot de toepasbaarheid van maatregelen. In Vlaanderen wordt daarom het milieukostenmodel gebruikt om een kwantitatieve afweging van de kosteneffectiviteit te maken voor de chemische zuurstofvraag (CZV), stikstof en fosfor. Hierbij werden maatregelen beschouwd voor zowel industrie, huishoudens als landbouw.

De kosten en effecten van deze maatregelen werden ingezameld in diverse voorbereidende studies. Zo heeft ILVO de kosten en effecten van maatregelen voor landbouw in kaart gebracht (ILVO, 2007). De kosten van industriële maatregelen zijn gebaseerd op VITO en Resource Analysis, 2006. Op basis van ervaringen uit de praktijk werden door procestechnologen kengetallen afgeleid voor verschillende nageschakelde technieken. Voor huishoudens zijn de aansluitingskosten en zuiveringskosten gebaseerd op kengetallen die Aquafin hanteerde bij het opstellen van de investeringsprogramma's en de zoneringsplannen voor Vlaanderen.

Met het milieukostenmodel kunnen op een kwantitatieve wijze rangordes opgesteld worden tussen maatregelen in functie van hun kosten-effectiviteit of marginale kost (€/kg reductie). Een marginale kostencurve geeft aan tegen welke bijkomende kost maatregelen een bepaalde reductie van de emissies kunnen realiseren (figuur 36).

De marginale kost is de kost van de laatste (en duurste) maatregel die nodig is om een bepaalde emissiereductiedoelstelling te bereiken. Als in figuur 36 de emissiedoelstelling 20 % is, dan volstaat het om naast de "basismaatregelen" de maatregel "inzaaien wintergroenbedekker" te nemen, en vormt de kost per kg emissiereductie van die maatregel de marginale kost van de 20 % emissiereductiedoelstelling. Is de doelstelling een reductie met 30 %, dan moeten meer en duurdere maatregelen genomen worden om dit te bereiken.

De rangorde van maatregelen en ook de vorm van de marginale kostencurve is afhankelijk van het specifieke gebied (niveau waterlichaam, bekken of Vlaanderen) en de specifieke polluent waarvoor een reductiedoelstelling wordt vooropgesteld. Zo kunnen de toepasbaarheid en het reductiepotentieel van bepaalde maatregelen verschillen naargelang het gebied. Ook kunnen maatregelen bijvoorbeeld een hoge kostenefficiëntie hebben voor CZV, maar een lagere rangschikking voor Nt.

→ ***Marginale reductiekost als indicator voor waardering ecosysteemdienst***

De maatschappelijke waarde van het verwijderen van nutriënten in een natuurgebied hangt dus af van de emissiereductiedoelstelling en van de kost van de maatregelen om deze te bereiken. De achterliggende idee is dat de beleidsmakers in het nemen van de beslissing van de doelstelling een afweging hebben gemaakt van enerzijds de kosten van de maatregelen en anderzijds de maatschappelijke baten van de emissiereducties en maatschappelijke kosten van de restemissies. De marginale reductiekost is dan een indicator voor verlies of winst van welvaart als gevolg van een stijging of daling van de emissies.

De logica hierbij is dat indien door het verdwijnen van een natuurgebied er minder nutriënten “van nature” worden verwijderd, men dit verlies aan welvaart kan compenseren door extra reductiemaatregelen te nemen. Bijvoorbeeld, als de emissiereductiedoelstelling in figuur 36 30 % is, dan is dat de kost van de maatregel “verdere uitbouw collectieve investeringsinfrastructuur”. Alle andere goedkopere maatregelen (bijv. inzaaien wintergroenbedekkers) zijn niet meer beschikbaar (want reeds gekozen). De kost van duurdere maatregelen (bijv. IBA’s) vormen ook geen goede indicator omdat er goedkopere maatregelen zijn om dezelfde doelstelling te bereiken. Als er omgekeerd extra verwerking van nutriënten plaatsvindt door bijv. de aanleg van wetlands, dan moet men minder maatregelen nemen, en kan men de duurste maatregel laten vallen. Als de doelstelling strenger wordt (bijv. 35 % reductie) dan stijgen de marginale kosten, wat reflecteert dat de maatschappij de baten van deze reductie hoger waardeert.

Omdat we op zoek zijn naar een indicator voor winst of verlies van welvaart, maakt het hierbij niet uit of in de praktijk die “compensatie” al dan niet wordt toegepast. Indien we er 100 % zeker van zouden zijn dat compensatie wordt toegepast (dat er dus een extra maatregel voor waterzuivering wordt uitgevoerd), dan zou dit in feite een compensatiemaatregel worden die in een MKBA onderdeel wordt van het plan, en waarvan de kosten worden meegerekend in de plankosten.

Om deze werkwijze toe te passen hebben we dus twee elementen nodig:

- ten eerste een goede marginale kostencurve die alle relevante maatregelen omvat en rangschikt volgens kosten,
- en ten tweede een welomschreven doelstelling.

In het volgende punt bespreken we deze informatie voor nutriëntenverwijdering en opslag voor N en P in Vlaanderen.

→ ***Toepassing voor nutriëntenverwijdering en opslag (N en P).***

De gehanteerde kengetallen in deze studie zijn gebaseerd op de marginale kosten van de maatregelen, opgenomen in het ontwerpmaatregelenprogramma voor 2015. Dit programma beoogt het realiseren van de goede toestand van de Vlaamse wateren tegen uiterlijk 2027, in uitvoering van de Europese kaderrichtlijn water. De maatregelen die nu zijn opgenomen in het ontwerpprogramma houden aan de ene kant rekening met de langetermijndoelstelling voor de beperking van nutriënten in de Vlaamse wateren, maar zij volstaan niet om deze doelstelling te realiseren. Aan de andere kant houdt het programma ook rekening met de kosten, rendementen en onzekerheden van de nu gekende maatregelen en de betaalbaarheid van het geheel van maatregelen voor de onderscheiden doelgroepen en redelijkheid (kosten-batenverhouding) van het geheel van maatregelen. In deze context vormt de marginale kost van de duurste maatregel die nu weerhouden is in het ontwerpmaatregelenprogramma 2015 een goede indicator voor de welvaartsverandering door nutriëntenverwijdering en -opslag.

De gehanteerde marginale kost is het gemiddelde voor Vlaanderen. Mits het maatregelenprogramma gedefinieerd is op Vlaams niveau en een verdere detaillering van dit programma op (deel)bekkenniveau voorzien is in de komende jaren, is het moeilijk te schatten wat de marginale kost zal zijn voor de maatregelenprogramma's in specifieke deelgebieden. Hoewel de kwaliteitsdoelstellingen die overeenstemmen met de goede status overal zijn vastgelegd voor deze parameters, is het op dit moment nog onduidelijk of er op termijn effectief zal gestreefd worden naar deze kwaliteit. Omwille van natuurlijke omstandigheden, technische omstandigheden of disproportionele kosten kunnen immers afwijkingen of uitstel van de doelstelling gemotiveerd worden.

→ **N-verwijdering**

De curve voor N_t werd opgenomen in het onlangs door de VMM gepubliceerde ontwerp stroomgebiedbeheerplan¹¹. Als kosteneffectieve maatregelen werden in het maatregelenprogramma voor 2015 opgenomen:

Voor bevolking:

- verdere uitbouw van collectieve saneringsinfrastructuur;
- aanleg van IBA's in het buitengebied;
- verbeteren rendement RWZI's;

Voor industrie:

- verstrenging lozingsnormen op basis van normen Richtlijn Stedelijk Afvalwater (ERSA);

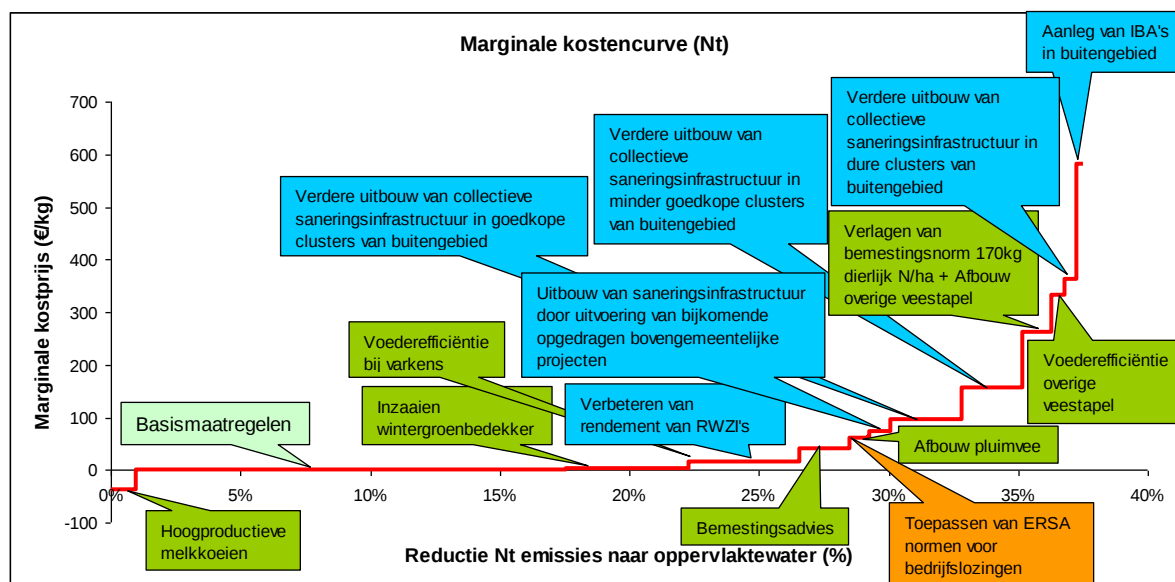
Voor landbouw:

- verhoging melkproductie melkvee;
- verhoging voederefficiëntie varkens;
- bemesting volgens advies;
- grasbufferstroken;
- inzaai wintergroenbedekkers.

De marginale kosten van deze maatregelen in Vlaanderen variëren van -38€ tot 74€ per kg N.

¹¹ Momenteel zijn de stroomgebiedsbeheerplannen in openbaar onderzoek. Ze zijn dus nog niet definitief.

figuur 36: marginale kostencurve Nt



Bron: Milieukostenmodel, VITO, 2009

De maatregel met de hoogste marginale kost voor N_t in het maatregelenprogramma is de verdere uitbouw van bovengemeentelijke sanering (optimalisatieprogramma's 2006-2009). De marginale kost van deze maatregel bedraagt voor Vlaanderen gemiddeld 74 €/kg. Het is deze waarde die wordt gebruikt voor de waardering van reguleringsbaten. Hoewel deze waarde hoger is dan in de literatuur is dit voor Vlaanderen nog een voorzichtige schatting, omdat we de doelstelling zelfs met alle opgesomde maatregelen niet bereiken.

Voorbeeld

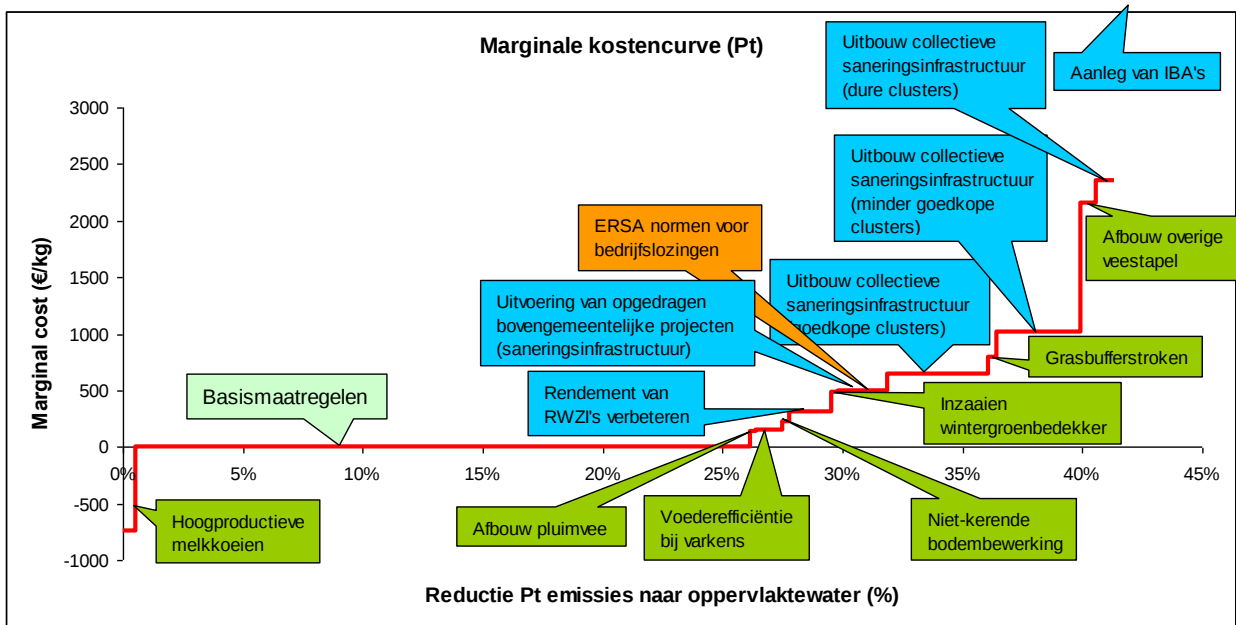
Denitrificatie in een moeras: een moeras van 10 hectare, gemiddeld 1 meter diep, dat belast wordt met 500 l/s en 5 mg N/l (78,8 ton/jaar), verwijdt op basis van tabel 14 14% stikstof. Dus resulteert op jaarbasis in een verwijdering van afgerond 11 ton.

Bij een marginale kost van 74€/kg bedraagt de jaarlijkse baat van dit moeras €814 000.

→ **P-verwijdering**

Net als voor Nt werd ook voor totaal fosfor of Pt kostencurves opgenomen in het stroomgebiedbeheerplan.

figuur 37: marginale kostencurve Pt



Bron: Milieukostenmodel, VITO, 2009

De duurste kosteneffectieve maatregelen opgenomen in het maatregelenprogramma voor 2015 zijn grasbufferstroken (800 €/kg).

Ook dit cijfer is hoger dan de kengetallen die in de literatuur worden gebruikt, maar ze geven wel een correcter beeld voor Vlaanderen. Waterkwaliteit is immers een lokaal/regionaal vraagstuk en niet noodzakelijk een mondiaal. De marginale reductiekosten moeten dan ook berekend worden o.b.v. de Vlaamse kosten die moeten gemaakt worden om te voldoen aan de vooropgezette emissiedoelstellingen. Wederom is dit een voorzichtige schatting.

Bij de toepassing moeten we corrigeren voor natuurtypen waarbij zowel N- als P-verwijdering plaatsvindt. Veel van de maatregelen in het milieukostenmodel hebben immers een effect op beide nutriënten.

6.4.3 Klimaatregulatie

Zoals in 6.4.1 uiteengezet hanteren we hiervoor de marginale kosten van maatregelen uit het klimaatbeleid. We bespreken evenwel eerst de beschikbare informatie rond schadekosten van klimaatverandering.

→ ***Informatie m.b.t. schadekosten van klimaatverandering is beperkt***

Als indicator voor de waarde van C kan men het welvaartsverlies in termen van het wereldwijde BNP hanteren, verdisconteerd over een lange periode (100, 200 of meer jaar). Een overzicht van de verschillende studies is weergegeven in een artikel van Tol, 2005. Tol (2005) vergeleek en analyseerde 103 schattingen uit 28 studies rond de marginale schadekost van C. Bij een combinatie van alle studies in het model is de mediaan \$14/ton C, het gemiddelde \$93/ton C en het 95^{ste} percentiel \$350/ton C. Hij concludeert dat bij standaardassumpties van verdiscontering en aggregatie, het onwaarschijnlijk is dat de marginale schadekost de \$50/ton C (€42/ton C in 2005€) overschrijdt. "De meeste studies geven aan dat de totale impact beperkt is tot enkele procenten van het mondiale BNP. Deze studies geven een solide ondergrens van de totale kosten, maar zijn onvolledig omdat ze zich beperken tot de best gekende impacts en zich voornamelijk beperken tot de schade in economische sectoren en volksgezondheid." (MIRA, 2008)

Stern (2006) bouwt hierop verder, maar met andere hypothesen. Bovendien houdt de studie rekening met meer onzekere effecten en zodoende sluit ze veel beter aan bij de nood aan een economische analyse van de risico's voor klimaatverandering, waarbij omgaan met onzekerheid een wezenlijk kenmerk is van deze problematiek. Het totale netto resultaat lijkt eenvoudig (% BNP) maar is toch moeilijk te interpreteren voor beleidsstudies.

→ ***Marginale kosten klimaatbeleid als benadering***

Andere studies hanteren een andere indicator: de marginale reductiekost per ton CO₂(-equivalent). Een overzicht van de literatuur hierover en hoe de indicatorwaarden kunnen gebruikt worden in het beleid is samengevat door Watkiss et al (2005). Deze indicator is makkelijker te linken met de kosten van klimaatbeleid. Zij suggereren iets hogere cijfers, waarbij de externe kost stijgt in de tijd, en met een centrale schatting van 14 tot 53 euro per ton CO₂-eq uitgestoten in 2000. De totale bandbreedte gaat van 4 tot 89 euro/ton CO₂-eq.

In de standaardmethodiek MKBA wordt uitgegaan van vorige cijfers uit eerdere Vlaamse analyses (De Ceuster, 2004; MIRA, 2005) met een centrale schatting van €20/ton CO₂-eq. Omgerekend betekent dit een schatting van €73/ton C omdat het moleculaire gewicht van C 3,66 maal lichter is dan CO₂.

Op basis van bovenstaande recentere studies wordt door de auteurs van MIRA 2008, achtergronddocument Klimaatverandering, een basiswaarde van €50/ton CO₂-eq voorgesteld. Als we dit omzetten naar een waarde voor C bekomen we €183/ton C.

6.4.4 Luchtkwaliteit

Zoals in 6.4.1 uiteengezet hanteren we hiervoor de marginale schadepost.

→ ***Wat zijn de verwachte effecten op volksgezondheid?***

De voornaamste monetariseerbare effecten van luchtverontreiniging zijn deze op de volksgezondheid. De kwantificering en waardering van dit effect gebeurt aan de hand van de indicator van fijn stof, als een indicator voor stadslucht en verontreiniging door verbranding van fossiele brandstoffen en verkeer. Fijn stof wordt gemeten aan de hand van concentraties met onderscheid tussen grotere fracties, uitgedrukt als PM_{10} ¹², en kleinere deeltjes, uitgedrukt als $PM_{2,5}$ ¹³. Gezondheidseffecten, waaronder verkorting van de levensverwachting, worden voornamelijk geassocieerd met kleinere deeltjes (Wesseling, 2008; MIRA, 2007c). Maar ook aan de PM_{10} -fracties worden gezondheidseffecten toegeschreven, voornamelijk op ziektes zoals aandoeningen van de lage luchtwegen (MIRA, 2007c; VITO, 2009). Er is evenwel geen volledige duidelijkheid over de mechanismen die de geobserveerde gezondheidseffecten kunnen verklaren en over de bijdrage van de relatieve fracties (naar omvang, aantal, chemische samenstelling) binnen het geheel van fijn stof aan die effecten. In de literatuur zijn wel verschillende inzichten te vinden van hoe men best de effecten van 'stadslucht' op volksgezondheid kwantificeert. Deze inzichten wijzigen (in beperkte mate) in de tijd door voortschrijdende kennis.

Fijn stof in de omgevingslucht omvat verder verschillende bronnen, waaronder natuurlijke bronnen (zeezouten, opwaaiend zand van gronden, ...) en bronnen verbonden met luchtverontreiniging door menselijke activiteiten, met name primair stof (bijv. roetdeeltjes uit dieselmotoren) en secundair stof of aerosolen, bijv. gevormd door de uitstoot van NO_x en SO_2 .

Effecten van luchtverontreiniging door fijn stof op volksgezondheid vormen de belangrijkste oorzaak van (gekende en gekwantificeerde) effecten van milieuverontreiniging op gezondheid (MIRA, 2009). Voor de huidige concentraties werden ze ingeschat op omgerekend zo'n €500 per inwoner per jaar, waarvan 75 % wordt toegeschreven aan de $PM_{2,5}$ -fractie (MIRA, 2007c). Een reductie van deze effecten kan dus belangrijke baten opleveren. Er bestaan verder kengetallen voor de impacten van emissies van fijn stof en fijn stof precursoren (NO_x , SO_2) die toepasbaar zijn op de uitstoot van deze emissies bij de verbranding van fossiele brandstoffen en op de uitstoot van stof van banden en remmen van voertuigen.

Deze omvang van de externe kosten hangt af van de mate waarin de uitstoot van 1 kg fijn stof de blootstelling van mensen beïnvloedt, wat op zijn beurt afhangt van de plaats van uitstoot (een uitstoot laag bij de grond in stedelijk gebied zal tot hogere effecten op de blootstelling leiden dan de uitstoot uit schouwen in landelijk gebied). De standaardmethodiek MKBA geeft hiervoor kengetallen toepasbaar op emissies voor transport op basis van studies voor MIRA (RA, 2006 p. 64).

De ons bekende studies naar effecten van groen op luchtkwaliteit kijken naar de effecten op concentraties van stoffen, maar kijken niet verder in detail naar de effecten op blootstelling van mensen of effecten op gezondheid.

¹² PM_{10} staat voor deeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 10 μm .

¹³ $PM_{2,5}$ staat voor deeltjes met een aerodynamische diameter kleiner dan 2,5 μm , dit zijn de deeltjes die diep in de longen doordringen.

→ **Waardering van gezondheidseffecten voor afvang van luchtverontreiniging**

Er zijn ons geen data gekend die specifiek de effecten van een verminderde luchtverontreiniging op de gezondheid kwantificeren en waarderen. Er zijn wel methodes om dit benaderend in te schatten.

Waardering van afvang PM_{10}

Een eenvoudige manier om dat te doen is door de afvang van polluenten te behandelen als een "negatieve emissiebron" of een vermindering van emissies. Op die basis kan men de kengetallen uit de literatuur voor externe kosten van emissies van transport gebruiken als benadering voor de baten van afvang van stof uit de omgevingslucht. Dit wordt bijv. gedaan in Nederland voor de inschatting van de baten van groene oevers (Penning et al, 2007).

Deze benadering leidt mogelijk tot een belangrijke overschatting. Bomen en vegetatie vangen stof uit de omgevingslucht af, welke al deze fracties omvat. Zij vangen hierbij meer grof dan fijn stof op. Op basis van die beschouwing besluit het RIVM in een recente literatuurstudie dat het effect van groen op volksgezondheid niet zeker is (Wesseling 2008). Deze opmerking is vooral van belang voor groen dat zich verder weg van de bronnen van luchtverontreiniging bevindt.

We moeten daarom een adequate inschatting maken die rekening houdt met:

- De omvang en aard van het afgevangen stof en ermee verbonden gezondheidseffecten;
- Verwachte gezondheidseffecten rekening houdend met bron en locatie.

Ten eerste moeten we met deze opmerkingen rekening houden bij de selectie van de kengetallen. We kiezen als indicator best de externe kost voor emissies van PM_{10} . In CAFE (clean air for europe) worden de voornaamste gezondheidseffecten zoals deze op chronische mortaliteit toegeschreven en gekwantificeerd via de $PM_{2,5}$ -fractie. Met PM_{10} wordt nauwelijks rekening gehouden. Als we deze aannames volgen zijn de gezondheidseffecten van fijn stof beperkter. In de studie naar gezondheidseffecten voor MIRA worden wel gezondheidseffecten van PM_{10} meegenomen voor morbiditeit (waaronder chronische bronchitis en aandoeningen van de lagere luchtwegen) (MIRA, 2007c; Torfs, persoonlijke mededeling 2009). Daarom dat we ons voor de waardering ook baseren op deze effecten.

De kengetallen die we hier gebruiken voor de waardering van afvang van fijn stof verschillen met deze in de standaardmethodiek MKBA (RA, 2006). De kengetallen uit de standaardmethodiek MKBA zijn relevant voor emissies van transport, wat voornamelijk emissies zijn van $PM_{2,5}$ of kleiner die heel laag bij de grond worden uitgestoten. De standaardmethodiek hanteert daarom een schadekost van €103,49/kg $PM_{2,5}$ voor landelijk en €418,61/kg $PM_{2,5}$ voor stedelijk gebied. Deze situatie is niet representatief voor de afvang van fijn stof door vegetatie. Daarom baseren we ons op de waarden voor emissies van PM_{10} voor schouwen (zoals voor huishoudens), wat leidt tot lagere waarden (afgerond €36/kg PM_{10}) (Cijfers voor MIRA uit Torfs et al, 2005, omgerekend tot waarden in euro 2009).

Ten tweede slaan indicatoren voor de afvang van fijn stof door vegetatie op de hoeveelheden van stof uit de omgevingslucht. Dit stof omvat ook stof van natuurlijke oorsprong (zeezouten, opwaaiend bodemstof) waaraan we mogelijk niet dezelfde gezondheidseffecten mogen toerekenen als voor de uitstoot van fijn stof door bijv. verkeer. We moeten onderscheid maken tussen inerte fracties, natuurlijke fracties en schadelijke fracties. Zeezout is niet inert en kan bijdragen tot nitraatvorming; opwaaiend landbouwstof is antropogeen, maar (vermoedelijk) inert en onschadelijk.

Voor de kleine deeltjes ($PM_{2.5}$) is het aandeel van minder schadelijke bronnen beperkt maar voor de $PM_{2.5-10}$ -fractie is dit een belangrijk deel van de concentraties in de omgevingslucht. Hiervoor zijn geen statistieken voorhanden maar metingen in het kader van studies in Vlaanderen (Antwerpen) en in 5 Europese steden geven aan dat bodemstof en zeezout de helft of meer uitmaken van de fractie $PM_{2.5-10}$ (MIRA, 2008).

Op basis van de bestaande kennis is het de beste benadering om de kengetallen van externe kosten enkel toe te passen op het deel dat verantwoordelijk wordt geacht voor gezondheidseffecten. Op basis van het Beleuros model kunnen we rond 84 % van de concentraties verklaren en toeschrijven aan potentieel gevaarlijke bronnen (MIRA, 2009). Dit is het percentage dat we weerhouden. Als sensitiviteit kan men aannemen dat de helft van de concentraties bestaat uit bodemstof.

Waarde afvang fijn stof = $0,84 \times €36 = €30/\text{kg}$ afgevangen stof.

Sensitiviteit: waarde afvang fijn stof : $0,5 \times €36$ per kg = $€18 / \text{kg}$ afgevangen stof.

Waardering van afvang van NO_x en NH_3

Voor de waardering van de afvang van NO_x en NH_3 baseren we ons eveneens op de schatting van externe kosten voor de uitstoot van 1 kg NO_x (MIRA, 2005, op basis ExterneE 2004). Gecorrigeerd voor inflatie is dit $€6,5 / \text{kg}$. Voor NH_3 zijn ons geen directe inschattingen van milieuschadetekosten gekend. Op basis van wegingsfactoren uit de literatuur (aerosol formation factor) kunnen we de milieuschadetekosten inschatten. (MIRA, 2008; De Leeuw, 2002). Omdat er grotere onzekerheden zijn over de bijdrage van NH_3 aan de effecten op volksgezondheid kan dit enkel worden meegenomen in een sensitiviteitsanalyse.

tabel 49 geeft een overzicht van aanbevolen kengetallen voor waardering van afvang van pollutanten door vegetatie, zoals gekwantificeerd in tabel 45 en tabel 46.

tabel 49: kengetallen voor de waardering van afvang van fijn stof (PM_{10}), NO_x en NH_3 door natuurtypes

	Basisschatting	Sensitiviteitsanalyse
	€/kg	€/kg
Fijn stof	30	
NO_x	6.5	
NH_3 (sensitiviteit)	0	4.8

Bron: VITO op basis MIRA 2005

→ **Opmerkingen voor toepassing van deze kengetallen**

Deze gegevens zijn toepasbaar als de luchtkwaliteit verbetert. Deze indicatoren hebben betrekking op marginale schadekosten, maar omdat deze achterliggende dosis-effect relaties bij de huidige inzichten lineair zijn, zijn de kengetallen voor waardering ook toepasbaar indien de luchtkwaliteit verbetert (lagere concentraties). Noteer dat kengetallen voor afvang (kwantificering effect) wel onderhevig zijn aan veranderingen van de luchtkwaliteit.

Omdat de inzichten in toerekenen van effecten van stadslucht op volksgezondheid wijzigen bij voorschrijdend inzicht verdient het aanbeveling om deze parameters te actualiseren, bijv. in functie van gegevens in het milieu en natuurrapport Vlaanderen (MIRA) m.b.t. verspreiding van zwevend stof.

Naast gezondheid zijn er nog andere effecten, met name de effecten van fijn stof en verzuring op materialen, waaronder historische gebouwen, en effecten op vegetatie. Gemiddeld genomen zijn zij veel minder belangrijk (Torfs 2005).

Deze kengetallen zijn minder geschikt voor de beoordeling van specifieke gevallen waarbij natuur wordt aangelegd als groenscherm voor verbetering van luchtkwaliteit. In deze gevallen zijn specifieke studies voor effecten op luchtkwaliteit aangewezen.

We moeten verder opmerken dat groenvoorzieningen complementair met emissiereducties kunnen werken. Omdat een groot aandeel van de fijn stof concentraties uit het buitenland komen, zijn de effecten van binnenlandse maatregelen beperkt. De effectiviteit van emissiereducties voor beperking van ozonconcentraties wordt sterk beperkt door de complexiteit van de chemische interacties tussen de verschillende ozonprecursoren, die maken dat emissiereducties weinig of zelfs een omgekeerd effect kunnen hebben op de concentraties. Groenvoorziening grijpt direct in op de concentraties van fijn stof (ongeacht hun oorsprong) of ozon.

6.4.5 Geluidsbuffer

Economische waardering van de preferenties van de burgers voor geluidshinder vindt plaats via hetzij 'revealed preferences' (hedonic pricing (HP) method,) of via 'stated preferences' (contingent valuation method). Naast hinder onderscheiden we ook andere effecten op gezondheid. De schade aan gezondheid door geluidsoverlast omvat categorieën zoals geluidshinder, slaapverstoring en ziektes (bloeddruk, ischemische hartziekte) (MIRA 2007). Deze 4 effecten kunnen gekwantificeerd en opgeteld worden op basis van DALY's (verloren gezonde levensjaren). De waarde voor hinder en slaapverstoring wegen in de totale DALY berekeningen voor geluid erg zwaar door (MIRA, 2007). Ze is echter zeer onzeker en is nog weinig bestudeerd in vergelijking met andere methodieken (Cousy et al, 2007).

In den Boer et al. (2008) hebben de onderzoekers een literatuuronderzoek gedaan naar verschillende studies in Nederland en het buitenland. Zij vergelijken de cijfers en komen tot volgende conclusie:

"De resultaten van HP-studies zijn vooral lokaal toepasbaar. Om de resultaten van een locale HP-studie te transformeren naar heel Nederland kan benefit transfer gebruikt worden. Voorzichtigheid is wel geboden want voor HP wordt een lineaire relatie verondersteld. Echter uit verschillende studies besproken in den Boer et al., 2008 blijkt dat een geluidsreductie van 1 dB hoger gewaardeerd wordt bij een hoger geluidsniveau dan bij een lager geluidsniveau. De studie van Theebe (2004) houdt hier rekening mee.

Contingent Valuation is over het algemeen een betere methode om externe effecten te waarderen, maar het is erg tijd- en geldroepend om een goede CVM-studie uit te voeren. Er zijn dan ook weinig goede CVM-studies voor Nederland beschikbaar.

Er zijn ook amper studies die de effecten van geluid direct waarderen. Er is namelijk maar weinig bekend over de relatie tussen geluid en productiviteit (op school en op het werk) en over de relatie tussen geluid en ziektelast. De waardering ervan (in DALY's) loopt ook sterk uiteen. De waardering van geluid ligt tussen de €2 en €200 (per huishouden/jaar/dB) in de verschillende studies.

Voor gebruik in een MKBA kan eerder de Noise Sensitivity Depreciation Index (dit is de percentuele stijging/daling van de huizenprijzen per dB geluidsvermindering/verhoging.) toegepast worden. "

Op basis van den Boer et al., 2008 gebruiken we het effect op de gemiddelde huizenprijs in functie van het omgevingsgeluid, waarbij het effect toeneemt als de achtergrondwaarde voor geluid stijgt. Deze waarde geeft een totaal effect en moet duidelijk onderscheiden worden van jaarlijkse baten. De standaardmethodiek MKBA (RA,2006 p.64) gebruikt een gelijkaardige benadering op basis van gegevens voor Frankrijk. We bevelen dezelfde waarden aan voor de waardering van de geluidsbufterfunctie van natuur.

tabel 50: waardering van een dB-verandering per woning

Studie	Drempelwaarde	NSDI (den Boer)	NSDI (bron: standaardmethodiek)
Theebe (2004)	Vanaf 40 dB	0,4%	-
Udo (2006)	Vanaf 55 dB	1,7%	0.4%
	Vanaf 60 dB	1,9%	0.8%
	Vanaf 65dB		0.9%
	Vanaf 70dB		1.0%
	Vanaf 75dB		1.1.%

totale waarde, niet per jaar

Bron: den Boer et al., 2008, Ministère des Transports, de l'Équipement, du Tourisme et de la Mer (2005) in RA, 2006

6.4.6 Pollinatie en andere ecosysteemdiensten van wilde insecten

In dit stuk bespreken we eerst de beschikbare informatie over deze problematiek. In een tweede stap toetsen we op basis van deze informatie of we kengetallen kunnen afleiden.

→ **Beschikbare informatie met betrekking pollinatie:**

De inschatting van het effect van natuur op pollinatie omvat verschillende deeltappen:

- Direct effect van natuurgebieden op bestuiving van nabijgelegen landgebruiken: waarbij we een onderscheid moeten maken tussen :
 - land- en tuinbouw met gewassen waarvoor insecten belangrijk zijn voor bestuiving;
 - private tuinen en openbare domeinen en
 - andere natuurgebieden.
- Indirect effect van natuurgebieden op genetische variatie van bestuivers.

De beschikbare informatie is beperkt tot het direct effect van bestuiving op land- en tuinbouwgewassen.

Op basis van de formules uit de literatuur (Morse en Caldorone, 2000; Gallai et al., 2008; Losey et al., 2006) wordt de economische betekenis van pollinatie door wilde insecten ingeschat op basis van de volgende formule:

$\text{Waarde bestuiving wilde insecten} = F = E \times A \times (1 - B)$

Waarbij:

E= productiewaarde van een land- of tuinbouwgewas (opbrengst x verkoopswaarde) (in miljoen euro/jaar)

A = afhankelijkheid van het gewas voor insectenbestuiving (van 0 tot 1)

B = afhankelijkheid van de honingbij voor insectenbestuiving (van 0 tot 1)

(noot: de hoofdletters verwijzen ook naar de cijfers van de kolommen in tabel 51)

tabel 51: kwetsbaarheid van gewassen voor wilde bestuivers in Vlaanderen

	Indicatoren kwetsbaarheid per gewas				Econ. belang pollinatie wilde insecten			
	afhankelijkheid van			Kwetsbaar- heid van gewas voor W Poll				
	insecten totaal	honingbij	W Poll		Omzet per gewas	aandeel W Poll		aandeel W Poll per ha
Kolom Nr	A	B	C	D= AxC	E	F=DxE	G (%)	H
Eenheid	%	%	%	%	mio €/jaar	mio €/jaar		€/ha jaar
Appelen	65	90	10	7	132	8,5	20	1207
Peren	65	90	10	7	155	10,0	24	1595
Kersen	65	90	10	7	13	0,8	2	117
Aardbeien	25	10	90	23	62	14,0	33	14805
Suikerbiet	10	20	80	8	114	9,2	21	280
Rest (1)		90	10		144	0,1	0	
Totaal					620	43	100	
Gemiddeld *	46 *	65 *	35 *	10 *				

Omvat een reeks gewassen die naar omzet minder belangrijk zijn voor Vlaanderen (pruimen, komkommer, aubergines, lijn- en raapzaad, groene bonen)
W Poll: wilde pollinators

A = afhankelijkheid van gewas voor bestuiving door insecten (bron: Gallai et al., 2008) (max 100 %)

B = waarvan afhankelijkheid door honingbij (bron: Gallai et al., 2008; Losey, 2006) (max 100 %)

C = waarvan afhankelijkheid door wilde insecten (= 1 - B)

D = kwetsbaarheid van gewas voor veranderingen in wilde pollinators (= A x C)

E = omzet voor die gewassen in Vlaanderen, in miljoen euro/jaar (bron: Platteau et al., 2006)

F = deel van omzet per gewas dat kan toegerekend worden aan wilde pollinators
(F = ExD) (in miljoen euro/jaar)

G = aandeel van dat gewas in totale omzet toegerekend aan wilde pollinators (%)

H = bijdrage wilde pollinators, uitgedrukt in euro per ha (= F / aantal ha voor dat gewas in Vlaanderen)

* ongewogen gemiddelde voor alle gewassen in Vlaanderen

Klein et al. (2007) hebben afhankelijkheidsratio's geïnventariseerd van de gangbare landbouw- en tuinbouwgewassen voor bestuiving door insecten, variërend van 0 tot 1. Voor Vlaanderen zijn de relevante gewassen opgelijst in tabel 51 en ze omvatten vnl. fruitsoorten. Als we voor deze soorten kijken naar de jaarlijkse productie en de marktwaarde van deze gewassen dan schatten we de totale productie die ten dele afhankelijk is van bevruchting door insecten in op €620 miljoen voor Vlaanderen (totaal van kolom E).

Gemiddeld genomen wordt voor deze gewassen 46 % van de bestuiving toegeschreven aan insecten. Voor het merendeel van de gewassen is de honingbij hierbij de voornaamste pollinator (65 %, zie kolom B). Het saldo (35 %, kolom C) wordt toegeschreven aan wilde insecten. Dit maakt dat voor het geheel van deze gewassen 10 % van de bestuiving kan worden toegeschreven aan wilde insecten (kolom D), en dit percentage is een indicator voor de kwetsbaarheid van een gewas voor veranderingen in de aanwezigheid van wilde pollinators. Deze kwetsbaarheid verschilt sterk van gewas tot gewas, en varieert van enkele procenten voor bonen of aubergines over 7 % voor belangrijke fruitsoorten zoals appels en peren en suikerbieten tot 23 % voor aardbeien. Deze benadering wordt ondersteund door gevalstudies waarbij bevruchting beter gebeurt als er meer wilde insecten aanwezig zijn. Niettegenstaande de honingbij een zeer effectieve pollinator is, zijn er omstandigheden (vnl. weersomstandigheden) waarbij de wilde bestuivers complementair zijn met honingbijen.

Op basis van deze aannames en cijfers kunnen we het economisch belang van bestuiving door wilde insecten inschatten op afgerond €40 miljoen per jaar (kolom F). Als we deze kwetsbaarheid uitdrukken in waarde per ha dan varieert dit van enkele honderden euro/ha voor suikerbieten tot meer dan €10 000/ha voor aardbeien (kolom G).

Deze schatting is gelijkaardig aan wat we in de literatuur voor andere landen terugvinden. De economische betekenis van de bijdrage van wilde insecten schatten we dan in op 18 % van de bijdrage van alle insecten (43/240), wat vergelijkbaar is met het cijfer van Blacquièrre voor Nederland (17%) (Blacquièrre, 2009). Omgerekend naar een bedrag per capita is dit ongeveer 8 euro per hoofd per jaar, wat in de lijn ligt met wat Losey et al. (2008) hebben ingeschat voor de US (\$10 per capita/per jaar).

De ecosysteemdienst pollinatie is op basis van de huidige kennis en teelten voor Vlaanderen vooral relevant voor de fruitteelt (appels en peren, aardbeien) en voor suikerbiet. We moeten hierbij opmerken dat:

- de cijfers voor de afhankelijkheidscoëfficiënten (kolommen A, B en C in tabel 51) uit de internationale literatuur komen, en niet of nauwelijks zijn gevalideerd voor Europese of Vlaamse context. In de literatuur wordt bijv. geen onderscheid gemaakt tussen tuinbouw in openlucht en glastuinbouw zodat er voor die laatste sector geen informatie aanwezig is (in bovenstaande berekeningen is enkel rekening gehouden met openlucht tuinbouw)
- deze cijfers geven een idee voor de afhankelijkheid of kwetsbaarheid van de productie van landbouwgewassen voor wilde pollinators, rekening houdend met de waardering van die gewassen door consumenten. Het maakt abstractie van alle andere kosten die gemaakt worden voor die productie of de (on)mogelijkheid om de input van wilde pollinators aan de productie te vervangen door alternatieven (BANR, 2007).

Er zijn studies die meer gekeken hebben naar de economische waardering van veranderingen in de pollinatiedienst door insecten. Gallai et al. (2008) schatten het verlies aan welvaart voor de consumenten in als gevolg van een verlies van wilde pollinators. Hiertoe schatten ze eerst de marktwaarde in van de totale globale productie van landbouwgewassen die afhankelijk is van wilde pollinators. Dit bedraagt \$150

miljard of 9.5 % van de totale wereldvoedselproductie. Bij een totaal verlies van deze ecosysteemdienst zal het aanbod van deze gewassen dalen en de prijzen stijgen, wat leidt tot welvaartsverliezen in de orde van grootte van €190 – €310 miljard, of ruwweg 0.3 tot 0.5 % van het globale BNP. Dit bedrag is hoger dan de marktwaaarde van de landbouwopbrengst afhankelijk van wilde pollinators (gemiddeld 9.5 %) omdat de prijsverhoging het geheel van geconsumeerde fruit en gewassen zal treffen (100%). Omdat vooral het aanbod van fruit zal dalen, heeft dit mogelijk bijkomende gevolgen voor de volksgezondheid.

Een andere methode is om te kijken naar de kost van vervangende maatregelen. Soms wordt in deze zin verwezen naar de kost van de honingbij als pollinator, vooral in studies voor de VS. Het grootste probleem met deze benadering is dat de ecosysteefunctie van wilde pollinators net complementair is aan deze van de honingbij. Ten tweede is er in de Vlaamse context een dataprobleem in de zin dat de prijzen voor bestuiving door honingbijen onvoldoende hoog zijn om duurzame imkerij mogelijk te maken. Een ander alternatief is om met de hand te bestuiven, en hiertoe lopen experimenten, maar er zijn ons geen gegevens bekend over de kostprijs hiervan.

→ **Andere ecosysteefuncties van wilde insecten**

‘Wilde insecten’ leveren een brede waaier van ecosysteendiensten en het verdwijnen of aanleggen van natuurgebieden heeft daar een invloed op. Losey et al. (2006) hebben de waarde van vier ecosysteendiensten van wilde insecten ingeschat waarvoor data voorhanden waren, met name het begraven van mest (met baten voor de veeteelt), pollinatie, beperking schade door ongedierte en baten voor recreatieve en commerciële visvangst.

Zij schatten voor de economische waarde van insecten als natuurlijke vijanden van schadelijke insecten een gelijkaardige orde van grootte in als voor pollinatie (vermeden verliezen van oogsten). Het begraven van mest wordt naar verhouding minder belangrijk ingeschat (een orde van grootte lager). De bijdrage van insecten voor de recreatie (hengelen) en commerciële visserij is de grootste batenpost, en is een orde van grootte hoger.

We merken verder nog op dat de relatie tussen natuur en landbouw complexer is dan wat bovenstaande analyses aantonen, vooral voor de indirecte effecten. Nabijheid van natuur met wilde pollinators kan een voordeel zijn voor de bepaalde teelten die de honingbij als bestuiver gebruiken, maar anderzijds kunnen hierdoor wilde insecten getroffen worden door parasieten op de honingbij, wat op langere termijn de insectenrijkdom negatief kan beïnvloeden.

→ **Bruikbaarheid van deze gegevens voor MKBA studies**

In de context van een kosten-batenanalyse zijn er gegevens nodig (dosis-effect relaties) over de invloed van aanwezigheid van natuur op de omliggende gewassen. Dit is dus vooral belangrijk voor gebieden die dichtbij land- en tuinbouwareaal liggen met gewassen die gevoelig zijn voor pollinatie door wilde insecten. In welke mate dit ook kan gelden voor andere bestemmingen zoals private tuinen en openbare domeinen kunnen we niet beoordelen. We hebben evenmin informatie om dit te linken aan specifieke natuurtypes.

Op basis van de bestaande informatie kunnen we geen goed onderbouwde kengetallen afleveren voor beoordeling van specifieke projecten. Bovenstaande analyses tonen wel het potentieel belang aan van de erkenning van de ecosysteefuncties van wilde insecten voor de beoordeling van meer algemene natuurdoelstellingen.

HOOFDSTUK 7 CONCLUSIE

Deze studie bekijkt de kwantificering en de waardering van ecosysteemdiensten van natuurlandschappen. Ze is tweeledig: een deel handelde over de belevings- en overdrachtswaarde en een deel over de productie- en regulerende diensten. Niet alle mogelijke ecosysteemdiensten zijn hier opgelijst. We hebben ons beperkt tot deze diensten waarvan we denken dat ze een belangrijke bijdrage leveren aan de welvaart en waarover voldoende onderzoek bestaat om gefundeerde waarderingsfuncties/kengetallen naar voren te kunnen schuiven.

7.1 Belevings- en overdrachtswaarde

Het eerste luik heeft tot doelstelling een waarderingsfunctie te schatten voor de belevings- en overdrachtswaarde van natuurlandschappen door middel van een keuze-experiment. De achterliggende idee is dat de waarde van een gebied niet kan gevat worden met één enkel kengetal maar afhankelijk is van kenmerken van dat gebied en van de mensen in de ruime omgeving van dat gebied.

7.1.1 Keuze-experiment

De focus van de vraagstelling ligt op de waardering van een omzetting van een agrarisch gebied zonder natuur- of landschappelijke waarden naar een bepaald natuurlandschap met zekere kenmerken (factoren). De factoren die per alternatief konden verschillen waren het natuurtype (zes verschillende types werden gebruikt), de soortenrijkdom, de omvang, de aangrenzende omgeving, de toegankelijkheid en de afstand tot de woonplaats.

Het keuze-experiment werd uitgevoerd in drie regio's: West-Vlaanderen, Oost-Vlaanderen en West-Antwerpen/Vlaams-Brabant. Meer dan 3000 mensen namen deel aan de bevraging waarvan een ruime 2000 bruikbaar waren voor de analyse. De steekproef is representatief voor de Vlaamse huishoudens. Voor de verschillen in inkomen (ondervertegenwoordiging van de zeer lage inkomens en oververtegenwoordiging van de gemiddelde inkomens) en lidmaatschap van een natuur- of milieuvereniging (41% i.p.v. 6%) werd gecorrigeerd in de analyse van de resultaten.

We vatten de betalingsbereidheid voor natuur in een waarderingsfunctie en vinden dat deze betalingsbereidheid afhankelijk is van bovenvermelde kenmerken van het natuurlandschap en kenmerken van de respondenten (zoals inkomen, lidmaatschap natuurvereniging, geslacht...). De functie geeft weer in welke mate deze kenmerken belangrijk zijn bij het bepalen van de betalingsbereidheid.

7.1.2 Belangrijke factoren voor betalingsbereidheid

In een eerste analyse is getest of het keuze-experiment resultaten oplevert die consistent zijn met de economische theorie en literatuur. Zo is bijv. getest of variabelen

zoals inkomen en afstand relevant zijn en het juiste teken bezitten. Zoals verwacht op basis van de economische theorie willen mensen met een hoger inkomen meer betalen. Het keuze-experiment is geslaagd op deze test: de belangrijke variabelen zijn significant en hebben het juiste teken.

Factor	Coëfficiënt (BTB)	invullen
Pioniervegetatie	122	<i>Indien respectievelijke vegetatie 1, anders 0</i>
Slikken en schorren	93	
Graslanden	92	
Bossen	157	
Open water, riet en moeras	133	
Heide en landduinen	133	
Omvang	+0,05	<i>X aantal ha</i>
Soortenrijkdom	+28	<i>Hoog is 1 Laag is 0</i>
Indien soortenrijkdom hoog Dan leeftijd	-0,36	<i>1 gemiddelde volwassen leeftijd in jaren</i>
Aanwezigheid aangelegde wandel- en fietspaden	+34	<i>0,5(doorheen 50% van de gebieden liggen aangelegde paden)</i>
Afstand	-0,63	<i>X aantal km</i>
Natuurlijke omgeving	+8	<i>Indien er aan grens 1 of % Indien niet aan grens 0</i>
Bebouwde omgeving	+8	
Industriële omgeving	-15	
inkomen	+0,01	<i>Gemiddeld maandelijks gezinsinkomen in €</i>
%vrouwen	-37	<i>% vrouwen</i>
lidmaatschap	+108	<i>% leden</i>

Uit de resultaten van de bevraging blijkt dat mensen bereid zijn te betalen voor extra natuurlandschappen, en dat dit afhangt van bovenvermelde kenmerken. Mensen willen meer betalen voor gemakkelijk toegankelijke natuur (aangelegde wandel- en fietspaden) maar dit speelt geen dominante rol. Het natuurtype heeft wel een belangrijke rol. Bossen worden iets hoger gewaardeerd; pioniervegetatie, slikken en schorren en graslanden iets lager. Voor de toepassing blijkt wederom het belang om rekening te houden met de omvang en de afstand voor de berekening van een waarde voor bijv. gans Vlaanderen.

Het is de eerste keer dat afstand als een kenmerk (attribuut van het goed) wordt meegenomen en niet wordt gebruikt als benadering voor de prijs in de vorm van reiskosten die de respondenten willen betalen (zie Adamowicz e.a. 1994). Hoewel op basis van theorie en empirie wordt verwacht dat dit effect negatief is, is er nog te weinig onderzoek over dit onderwerp om te bepalen welke orde van grootte dit afstandsverval effect moet hebben. Als we vergelijken met de bestaande onderzoeken rond afstandsverval, ligt dit effect wel in dezelfde grootteorde (Bateman e.a. 2007). Wij hebben duidelijk laten zien dat afstand van belang is om mee te nemen wanneer de totale betalingsbereidheid wordt bepaald en zien dit als de belangrijkste les die hier moet worden getrokken voor de gebruikers van de resultaten (zie ook Bateman e.a. 2007).

De resultaten geven aan dat respondenten meer willen betalen voor een groter gebied. Het is echter maar één van de kenmerken die de BTB bepalen, zodat een gebied van 200 ha niet dubbel zo hoog gewaardeerd wordt als een gebied van 100 ha. Op dit punt verschilt de benadering op basis van een waarderingsfunctie sterk van een benadering op basis van kengetallen per ha nieuwe natuur. Hierbij rijst de vraag of het keuze experiment voldoende het kenmerk omvang heeft gevat. In de wetenschappelijke, milieueconomische literatuur staat deze discussie bekend onder de noemer "sensitivity to scope". Deze factor wil zeggen dat elke extra hectare natuur die erbij komt t.o.v. landbouw een meerwaarde krijgt (onafhankelijk van het type natuur). Dus grotere gebieden worden hoger gewaardeerd als kleinere. Het effect is relatief klein (0.05 euro

per bijkomende ha). Dit maakt dat bij toepassing van de waarderingsfunctie grotere gebieden weliswaar hoger worden gewaardeerd dan kleinere, maar veel minder dan dat het verschil in omvang zou suggereren. De gevolgen hiervan voor de toepassing worden verder besproken.

De enquête is uitgevoerd in drie provincies en in de analyse is getoetst of men best met één waarderingsfunctie werkt of met locatiespecifieke waarderingsfuncties. De algemene waarderingsfunctie geeft weinig significante verschillen tussen de verschillende provincies/regio's in het studiegebied indien rekening wordt gehouden met de sociaaldemografische parameters. Dit suggereert dat de algemene waarderingsfunctie overal toepasbaar is in het studiegebied.

We hebben getoetst of de bereidheid tot betalen gemiddeld genomen samenhangt met beschikbare indicatoren rond de aanwezigheid van natuur in de ruime woonomgeving van de respondenten, maar hebben geen significante relatie kunnen vaststellen. Dit doet ons inziens geen afbreuk aan de geldigheid van de resultaten en illustreert dat de relatie tussen de waardering van natuur en de beschikbaarheid van natuur complex is.

Het is moeilijk te schetsen hoe deze resultaten zich verhouden tot de resultaten uit de literatuur. Het is voor het eerst dat een keuze-experiment is uitgevoerd voor de economische waardering van Vlaamse natuurlandschappen dat zoveel verschillende factoren dekt. Ook in de internationale literatuur zijn er voor zover ons bekend nauwelijks voorbeelden van keuze-experimenten die bij het waarderen van natuurlandschappen zowel grootte als afstand als attribuut meenemen. Alleen in het keuze-experiment ter waardering van slikken en schorren van Luisetti et al. (2008) worden zowel afstand als grootte meegenomen. Zij vinden een significant effect voor beide attributen in dezelfde orde van grootte als gevonden in dit rapport, maar gezien de beperkingen van de analyse van Luisetti et al. (2008), met name het basale model dat is gebruikt, is een verdere vergelijking niet goed mogelijk. We kunnen wel besluiten dat het hier uitgevoerde onderzoek een belangrijke bijdrage levert aan de internationale literatuur over de waardering van natuur.

7.1.3 Gebruik van deze waarderingsfunctie in MKBA's en andere beleidstools

De waarderingsfunctie is afgeleid van een keuze-experiment waarbij mensen specifieke scenario's hebben beoordeeld. De projecten die in een MKBA worden beoordeeld zullen zelden voor 100 % overeenkomen met die scenario's. De kenmerken van die scenario's en de factoren die voor de mensen van belang zijn voor hun waardering van natuur hebben gevolgen voor de manier waarop de waarderingsfunctie wordt toegepast. Volgende elementen zijn hierbij van belang:

- De totale oppervlakte aan bijkomende natuurlandschappen van het plan;
Indien een alternatief bestaat uit meerdere deelgebieden, beschouwen we deze gebieden als één groot gebied. Afhankelijk van de bestaande situatie op het tijdstip van de studie in vergelijking met de beschikbaarheid aan natuurlandschap in 2009 en de totale oppervlakte aan bijkomende natuurlandschappen in het alternatief zal de toepassing anders zijn. We gebruiken de uit het keuze-experiment rechtstreeks afgeleide waarderingsfunctie voor bijkomende oppervlakten tot 200 ha ten opzichte van 2009. Een daarvan afgeleide kengetallenfunctie wordt gebruikt bij bijkomende natuurlandschappen na de eerste 200 ha.
- De kenmerken van het gebied dat omgezet wordt;
Respondenten moesten in de bevraging hun betalingsbereidheid geven voor een verandering van een agrarisch gebied zonder natuur- en landschappelijke waarden naar een natuurlandschap. Als de basiskenmerken van het gebied dat omgezet wordt

naar een natuurlandschap in het plan hiervan verschillen, dan moet hier rekening mee gehouden worden bij het invullen van de waarderingsfunctie.

- De mate van toepasbaarheid in Vlaanderen en aangrenzende regio's en landen.

De waarderingsfunctie kan voor alle provincies in Vlaanderen gebruikt worden. We raden aan om huishoudens in aangrenzende regio's of landen die binnen de straal van 50 km van het natuurlandschap vallen, niet mee te nemen in de analyse omdat we niet weten welke motieven meespelen bij het bepalen van hun betalingsbereidheid voor een natuurlandschap dat buiten hun eigen land ligt.

De handleiding biedt een gids met praktische instructies en voorbeelden voor de toepassing. Er zal ook een webtool worden ontwikkeld die de berekeningen moet vergemakkelijken. Van zodra deze tool ter beschikking komt, zal de cel milieueconomie hiernaar verwijzen op haar homepage: <http://milieueconomie.lne.be>.

We kunnen concluderen dat de waarderingsfunctie in zijn huidige vorm een grote stap voorwaarts is, maar niet het finale en definitieve antwoord geeft op alle vragen rond waardering van natuur in Vlaanderen.

7.2 Kwantificering en waardering van regulatiediensten

In een tweede luik kijken we naar kwantificering en waardering van productiediensten en regulerende diensten.

7.2.1 Productiediensten

De productiediensten zijn voor gebieden waar de biodiversiteit vooropstaat verwaarloosbaar klein. Enerzijds omdat de hoeveelheid goederen die uit een gebied kunnen gehaald worden in vergelijking met commerciële productiegebieden minimaal is, anderzijds omdat vaak ook de afzetmarkt erg klein is. Hout kan hierop een uitzondering vormen, maar er is weinig informatie beschikbaar over hoeveelheden en ontginningskosten van dit hout.

7.2.2 Kwantificering regulerende diensten

Wat betreft de regulerende diensten is vooral de kwantificering van de verandering (zowel effecten op een bestaand ecosysteem als deze van de creatie van een nieuw ecosysteem) een moeilijk gegeven in de waardering. Vaak ontbreekt de vertaling van ecologische processen naar de uiteindelijke ecosysteemdienst. In deze studie is getracht om op basis van literatuur en expert judgement een aantal kwantificeringsfuncties samen te stellen voor gebruik in een MKBA of andere economische beslissingstools.

Hieruit blijkt dat resultaten uit studies in de literatuur zeer uiteenlopend kunnen zijn doordat de omvang van de achterliggende factoren in het ecologische proces zeer sterk kunnen verschillen. Verder onderzoek is nodig naar de invloed van verschillende ecosysteemfuncties op de ecosysteemdiensten: hoe is de directe link, is er een lineair verband of niet, op welke schaal spelen ze zich af...

We hebben getracht de informatie uit de literatuur samen te vatten in praktische rekenregels voor die regulerende diensten waarvan we denken dat ze potentieel belangrijk kunnen zijn en waarvoor voldoende informatie beschikbaar is.

Voor denitrificatie houden we indien mogelijk rekening met de verblijftijd van het water in het ecosysteem. Voor terrestrische ecosystemen leiden we de maximale denitrificatie af op basis van drainageklasse en klei-leemgehalte.

We kiezen ervoor om voor C-sequestratie te vertrekken van de potentiële C-voorraad op basis van klei-leemgehalte en drainageklasse eerder dan vanuit cijfers in de literatuur over netto-opname die meestal niets zeggen over de verklarende factoren.

Voor andere diensten zoals afvang fijn stof en geluidsbuftering doen we beroep op een aantal studies die een review maken van een groot aantal bestaande studies om de grootteorde in te schatten.

7.2.3 Waardering regulerende diensten

Voor de waardering van de regulerende diensten, kan op verschillende methoden beroep worden gedaan. Preferabel worden deze in volgende volgorde van voorkeur gebruikt: methode o.b.v. marktprijzen, gereveleerde waarden, marginale schadekosten, marginale reductiekosten. Waardering op basis van reductiekosten (in dit geval kosten van emissiereducties naar water) is uitsluitend geldig als waarderingsgrondslag indien ze betrekking heeft op veranderingen in emissies waarvoor beleidsdoelen bestaan. Immers, wanneer voor een bepaalde emissie beleidsdoelen bestaan, leiden extra emissies niet tot extra schade, maar tot emissiereducties elders in de maatschappij. In dit geval bepalen de kosten van aanvullende maatregelen de financiële waardering van de emissies. (uit Hoevenagel en de Bruyn, 2007)

Marginale reductiekosten passen we toe voor de diensten nutriëntenverwijdering en klimaatregulatie. De reductiekosten zijn de kosten van maatregelen die moeten genomen worden om bepaalde milieudoelstellingen te behalen. De marginale reductiekost is de kost per extra eenheid emissievermindering. De marginale kosten van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een doelstelling te halen, vormen de 'schaduwprijs' voor deze emissie (bij een bepaald doelniveau). Deze schaduwprijs weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen en kan gebruikt worden als benadering voor de waarde van een ecosysteemdienst (met name het bereiken van het milieudoel).

Voor de waardering van de dienst nutriëntenverwijdering (N, P) maken we gebruik van specifiek voor Vlaanderen ontwikkelde kostenmodellen om de marginale reductiekosten af te leiden. Dit leidt tot hogere cijfers dan deze die meestal in de literatuur gebruikt worden. Reden hiervoor is dat Vlaanderen grote inspanningen moet leveren om de beoogde doelstellingen te bereiken.

Voor de dienst klimaatregulatie baseren we ons op literatuurstudies die rekening houden met het geheel van doelstellingen om klimaatverandering te beperken (tot max 2° C) en de kosten van maatregelen die hiervoor worden genomen.

Voor de dienst geluidsbufter maken we gebruik van de resultaten uit twee grote studies. In dit geval worden de preferenties van mensen en hun bereidheid tot betalen afgeleid van hoe mensen zich gedragen op bestaande markten. Door meer (minder) te betalen voor eenzelfde woning in een omgeving met beter (slechter) geluidsklimaat uiten mensen hun voorkeur voor beperking van geluidshinder. Via statistische analyse wordt dan de bereidheid tot betalen voor de vermindering van één eenheid (dB(A)) geschat, als functie van de waarde van het vastgoed (hedonische methode).

Voor de dienst verbetering luchtkwaliteit berekenen we de waarde voor de afvang van fijn stof en secundaire precursoren aan de hand van de marginale schadekosten. Dit wil zeggen dat we voor de waardering van deze dienst de informatie gebruiken die

voorhanden is rond de schade aan menselijke gezondheid of economie die deze polluenten veroorzaken. Voor afvang fijn stof kunnen we voortbouwen op studies en kengetallen over de schade van uitstoot van fijn stof voor de menselijke gezondheid, ontwikkeld in het kader van Europese studieprogramma's en toegepast voor luchtkwaliteitsbeleid in de EU en Vlaanderen. Op basis van luchtkwaliteitmodellen is de bijdrage van emissies aan concentraties geschat. Op basis van epidemiologische studies is een statistisch verband geschat tussen die concentraties en gezondheidsindicatoren (bijv. hospitaalopnames). Deze gezondheidsindicatoren zijn op hun beurt gewaardeerd op basis van een combinatie van informatiebronnen zoals kosten voor ziekteverzekering of studies naar de bereidheid tot betalen van mensen om specifieke kwalen te voorkomen.

Om deze informatie te gebruiken voor waardering afvang van fijn stof door vegetatie is een verband gelegd tussen deze afvang en concentraties in de omgevingslucht die de gezondheidseffecten veroorzaken.

7.2.4 Gebruik van deze functies en kengetallen in MKBA's en beleidstools

De kwantificeringsfuncties en kengetallen voor waardering kunnen gebruikt worden op elke gewenste beslissingsschaal omdat de toename van de regulerende dienst over het algemeen tamelijk lineair is met de grootte van de gebieden en/of het aantal gebieden.

De diensten in dit rapport opgenomen zijn slechts een deel van de ecosysteemdiensten die ecosystemen voortbrengen. Voortschrijdend onderzoek zal deze lijst zeker aanvullen.

7.3 Handleiding voor hulp bij praktische toepassing

In de bijhorende handleiding geven we weer hoe men de in dit rapport geïdentificeerde waarderingsfuncties en schaduw prijzen kan gebruiken in een MKBA. Deze handleiding is zeker geen statisch gegeven doordat door verder onderzoek nieuwe informatie ter beschikking zal komen.

Voor de kwantificering van de regulerende diensten, hebben we getracht de informatie uit de literatuur samen te vatten in praktische rekenregels.

7.4 Aanbevelingen en verder onderzoek

De cijfers en waarderingsfuncties zijn een grote stap voorwaarts in de waardering van ecosysteemdiensten maar zijn zeker nog geen finaal antwoord. Er is verder onderzoek nodig om deze gegevens te verbeteren en aan te vullen met de nog ontbrekende ecosysteemdiensten.

Eerst en vooral willen we toch aangeven dat willen we ecosysteemdiensten gaan gebruiken in de analyse van projecten die een mogelijk effect op milieu en natuur hebben, economische en andere analysetools hier meer aandacht aan moeten besteden. Zo zou bijv. in milieu-effect rapporteringen meer aandacht mogen gaan naar ecosysteemdiensten en naar de kwantificering van de factoren die hierop van invloed kunnen zijn. Voorliggend onderzoek is hierbij een hulpmiddel.

Op vlak van de BTB op basis van geuite preferenties dient verder onderzoek te gebeuren naar de afstandvervalfunctie en andere bepalende ruimtelijke indicatoren die van invloed zijn op de BTB. We hebben in het model mogelijke indicatoren voor

substitutie laten runnen. Deze bleken of niet significant of geen goede maat voor de schaarste van groen te zijn.

In onze studie hebben we de omvang van het gebied als een kenmerk meegenomen in het keuze-experiment. Er was een beperkt positief effect; de respondenten willen met andere woorden meer betalen voor grotere oppervlakten. We hebben ons in de studie beperkt tot gebieden van 10 tot 200 ha omdat dit realistisch is in Vlaanderen.

Wat niet in het onderzoek bevraagd is, is hoe mensen kijken naar versnippering; of mensen met andere woorden meer/minder wensen te betalen voor één groot gebied ten opzichte van meerdere kleinere gebieden. Dit en ook de BTB voor veel grotere oppervlakten moet verder onderzocht worden.

Uit de studie bleek dat respondenten die lid waren van een natuur- of milieuorganisatie andere preferenties hadden dan respondenten die geen lid waren. Zij hadden gemiddeld een hogere BTB. We zullen op basis van de databank dit in meer detail onderzoeken.

Een veel gehoorde kritiek op geuite preferentiemethoden is dat de resultaten hiervan niet robuust zouden zijn doorheen de tijd. Men vreest met andere woorden dat mensen een ander antwoord zouden geven als men hen de vraag een aantal maanden later opnieuw zou stellen. Deze robuustheid doorheen de tijd wordt door de uitvoerders van deze studie verder onderzocht in het voorjaar van 2010.

Ook inzicht in het functioneren van ecosystemen en de verschillende processen die daarmee gepaard gaan, is nog zeker niet in alles verworven. Denken we maar aan de ingewikkelde processen die gepaard gaan met koolstof (zie figuur 22).

De kennis die met verder onderzoek naar het functioneren wordt opgedaan zal helpen bij de vertaalslag van deze functies naar ecosysteemdiensten. In heel het onderzoek naar ecosysteemdiensten is een grote leemte in kennis met betrekking tot de directe link van de vele ecosysteemfuncties naar ecosysteemdiensten. Hoe zal met andere woorden een verbetering/aantasting van een ecosysteemfunctie de levering van ecosysteemdiensten beïnvloeden; is er een lineair verband tussen de functie en de dienst of niet, op welke schaal spelen de effecten, verbanden zich af, ...? Ook hierop zullen we focussen in toekomstig wetenschappelijk onderzoek.

LITERATUURLIJST

Adamowicz, W., J. Louviere, and M. Williams, 1994. Combining Revealed and Stated Preference Methods for Valuing Environmental Amenities. Journal of Environmental Economics and Management **26**(3): 271-92.

Adhikari, S. and R. M. B. a. B. K. Sitaula, 2009. A Review of Carbon Dynamics and Sequestration in Wetlands. Journal of Wetlands Ecology, (2009) **vol. 2**: 42-46.

Adriaensen et al., 2007. A model for developing conservation Objectives for Natura 2000 Special Protection Areas in an economically important site in Flanders, ECOBE, UA Antwerpen.

Adriaensen, F., D. Van Hove, et al. 2004a. Ruimtelijke invulling van de instandhoudingsdoelstellingen op Linkeroever: weidevogels. Antwerpen, UA.

Adriaensen, F., D. Van Hove, et al. 2004b. Kust- en koloniebroedvogels: Ruimtelijke invulling van de IHD, literatuuroverzicht en -samenvatting. Antwerpen, UA.

Aerts R. 1989. Above-ground biomass and nutrient dynamics of *Calluna vulgaris* and *Molinia caerulea* in a dry heathland. Oikos **56**: 31-38.

Aeschlimann, U., N. Josef, et al. 2005. Responses of net ecosystem CO₂ exchange in managed grassland to long-term CO₂ enrichment, N fertilization and plant species. Plant, Cell & Environment **28**(7): 823-833.

Alifragis, D., P. Smiris, et al. 2001. The effect of stand age on the accumulation of nutrients in the aboveground components of an Aleppo pine ecosystem. Forest Ecology and Management **141**(3): 259-269.

Altor, A. E. and W. J. Mitsch, 2008. Methane and carbon dioxide dynamics in wetland mesocosms: Effects of hydrology and soils. Ecological Applications **18**(5): 1307-1320.

Andre, F. and Q. Ponette, 2003. Comparison of biomass and nutrient content between oak (*Quercus petraea*) and hornbeam (*Carpinus betulus*) trees in a coppice-with-standards stand in Chimay (Belgium). Annals of Forest Science **60**(6): 489-502.

Antrop Marc, 2007. Perspectieven op het landschap: achtergronden om landschappen te lezen en te begrijpen. Academia press, 2007.

Arheimer, B. and H. B. Wittgren, 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. Ecological Engineering **19**(1): 63-68.

Arriaza M., J.F. Cañas-Ortega, J.A. Cañas-Madueño, P. Ruiz-Aviles, 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. Landscape and Urban Planning **69**(2004): 115-125.

BANR, National Research Council of the U.S. National Academy of Sciences, 2007. The Status of Pollinators of in North America, Committee on the Status of Pollinators in North America, the national academies press, D.C. 2007, 322 pp., www.nap.edu.

Bastviken, S. K., S. E. B. Weisner, et al. 2009. Effects of vegetation and hydraulic load on seasonal nitrate removal in treatment wetlands. Ecological Engineering **35**(5): 946-952.

- Bateman I.J., and Willis K.G. (eds.) 2002. Valuing environmental preferences. Theory and practice of the contingent valuation method in the US, EU and developing countries. Oxford University Press. New York.
- Bateman Ian J., Stavros Georgiou and Iain Lake, 2007. The Aggregation of Environmental Benefit Values: Welfare measures, distance decay and BTB, 2007. *BioScience*, **56**(4):311.
- Bennet J.W. en R.K. Blamey, 2001. The Choice Modelling Approach to environmental valuation . Cheltenham, UK and Northampton, MA, USA: Edward Elgar.
- Billett MF, Palmer SM, Hope D, Deacon C, Storeton-West R, Hargreaves KJ, Flechard C, and Fowler D. 2004. Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peatland system. *Glob. Biogeochem. Cyc.* **18**:GB1024, doi:10.1029/2003GB002058.
- BIM. Vademecum voor wegverkeerslawaa in de stad vol 1. geluidsschermen en absorberende materialen.
- Blacqui re, T.; Steen, J.J.M. van der; Cornelissen, B., 2009. Visie bijenhouderij en insectenbestuiving : analyse van bedreigingen en knelpunten Wageningen: Plant Research International, (Rapport / Plant Research International 227).
- Borneck, R. and Merle, B., 1989. Essai d'une evaluation de l'incidence  conomique de l'abeille pollinisatrice dans l'agriculture europ enne. *Apicata* **24**: 33-38.
- Bouwman, A. F. 1990. Exchange of greenhouse gases between terrestrial systems and the atmosphere. In: Bouwman, A.F. (Ed.), Soils and the greenhouse Effect. Wiley, Chichester.
- Bouwman, A. F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **46**: 53-70.
- Braskerud, B. C. 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering* **18**(3): 351-370.
- Br uer, I., 2005. Valuation of ecosystem services provided by biodiversity conservation: an integrated hydrological and economic model to value the enhanced nitrogen retention in renaturated streams. In: Valuation and conservation of biodiversity. Interdisciplinary perspectives on the convention on biological diversity. M. Markussen, Buse, R., Garrelts, H., Ma ez Costa, M. A., Menzel, S., Marggraf, R. Berlin, Springer: 193-204.
- Brix, H., B. K. Sorrell, et al., 2001. Are Phragmites-dominated wetlands a net source or net sink of greenhouse gases? *Aquatic Botany* **69**(2-4): 313-324.
- Broekx Steven, Meynaerts Erika, Vercaemst Peter, 2008. Milieukostenmodel Water voor Vlaanderen. Berekeningen voor het stroomgebiedbeheerplan 2009. Studie uitgevoerd in opdracht van het Vlaams Gewest 2009/RMA/R/146.
- Broer W., Cohen G., Loef P., Swaagstra H. en van den Burg A. 2006. Kennisdocument vegetatie en luchtkwaliteit ten behoeve van het uitvoeren van een pilootproject langs rijkswegen. Delft: Rijkswaterstaat – Dienst Weg- en Waterbouwkunde (DWW), 85 pag. Rapportnummer DWW 2006-094.
- Brouwer, R. & Spaninks, F.A., 1999. The Validity of Environmental Benefits Transfer: Further Empirical Testing. *Environmental and Resource Economics*, **14**(1): 95-117.

Brouwer R. , 2000. Environmental value transfer: state of the art and future prospects, Ecological Economics, **32** (2000): 137-152.

Brouwer, R. 2005. Uncertainties in the economic analysis of the European Water Framework Directive. IVM report E-05/03. Vrije Universiteit Amsterdam.

Brouwer, R. & Bateman, I.J., 2005. The Temporal Stability and Transferability of Models of Willingness to Pay for Flood Control and Wetland Conservation. Water Resources Research, **41**(3), W03017.

Burley Kim L., Ellie E. Prepas, Patricia A. Chambers, 2001. Phosphorus release from sediments in hardwater eutrophic lakes: the effects of redox-sensitive and -insensitive chemical treatments. Freshwater Biology 2001 **46**:8 p. 1061.

Burt, T. P. and G. Pinay, 2005. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. Progress in Physical Geography **29**(3): 297-316.

Byström, O. 1998. The nitrogen abatement cost in wetlands. Ecological Economics **26**(3): 321-331.

Cairns, M. A., S. Brown, et al. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. Oecologia **111**(1): 1-11.

Chegrani P., 2005. Evaluer les bénéfices environnementaux sur les masses d'eau, Document de travail, MEDD. D4E, Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, dec 2005 (www.economie.eaufrance.fr).

Cole, D.W., Rapp, M. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle (Ed.): Dynamic Properties of Forest Ecosystems, pp. 341-409.

Cole, D.W., Rapp, M. 1981. Elemental cycling in forest ecosystems. In: Reichle (Ed.): Dynamic Properties of Forest Ecosystems, pp. 341-409.

Compton, J. E. and D. W. Cole, 1998. Phosphorus cycling and soil P fractions in Douglas-fir and red alder stands. Forest Ecology and Management **110**(1-3): 101-112.

Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. and van den Belt M., 1997. The value of the World's ecosystem services and natural capital. Nature **387**:253-260.

Cousy T., Botteldooren D., 2007. Uit en doorwerking van langetermijndoelstellingen in het milieu en natuurbeleid - Case geluid, UGent, VITO, 2007/IMS/R/0263.

Cox, T., K. Buis en P. Meire, 2004. Datacompilatie in het kader van SMER en MKBA voor de actualisatie van het Sigmaplan, Universiteit van Antwerpen, Ecosystem Management Research Group, Antwerpen.

De Ceuster G. 2004. Internalisering van externe kosten van wegverkeer in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA/2004/04. Transport & Mobility Leuven.

de Groot Rudolf S., Wilson Matthew A., Boumans Roelof M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. Ecological Economics **41**(3): 393-408.

de Groot, R. 2006. Function-analysis and valuation as a tool to assess land use conflicts in planning for sustainable, multi-functional landscapes." Landscape and Urban Planning **75**(3-4): 175-186.

Haan, F.A.M. de, en P.J. Zwerman, 1978. Pollution of soils. In : Bolt , G.H. en M.G.M. Bruggenwert, 1978. Soil chemistry. A. basic elements, 2de druk. Elsevier Scientific publishing Company, Amsterdam.

De Leeuw, F. A. A. M. 2002. A set of emission indicators for long-range transboundary air pollution. Environmental Science & Policy **5**(2): 135-145.

den Boer, L.C. (Eelco), G.J. (Gerdien) van de Vreede, F.L. (Femke) de Jong, S.M. (Sander) de Bruyn. 2008. Beleving en MKBA in het geluidsbeleid. Een verkenning naar beleving en kosten-batenanalyse bij de aanpak van geluidshinder, Delft, CE, 2008.

Dendoncker, N. and B. v. W. P. S. S. L. C. R. M. Rounsevell, 2008. Assessing scale effects on modelled soil organic carbon contents as a result of land use change in Belgium. Soil Use and Management **24**(1): 8-18.

De Nocker L. Steven Broekx Inge Liekens, Paul Campling Benjamin Görlach, Jochem Jantzen, 2007. Costs and Benefits associated with the implementation of the Water Framework Directive, with a special focus on agriculture: Study for the EC, DG Environment, July 2007.
http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/thematic_documents/economic_issues/benefits_implementation&vm=detailed&sb=Title

De Nocker, L., Int Panis L. en Mayeres I., 2006. De externe kosten van personenvervoer. In M. Despontin en C. Macharis, Mobiliteit en (groot)stedenbeleid, Bijdragen tot het 27ste Vlaams Wetenschappelijk Economisch Congres. VUBPress, Brussel, pp: 381-415.

De Nocker L., Broekx S., Liekens I., 2004. Maatschappelijke kosten-batenanalyse voor de actualisatie van het Sigmaphan, Conclusies op hoofdlijnen, tussentijds rapport, VITO i.s.m. Tijdelijke Vereniging RA-IMDC, in opdracht van Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, LIN AWZ, Afdeling Zeeschelde, september 2004.

De Nocker, L., L. Int Panis L. and G. Wouters, 2001. The marginal external environmental costs. In I. Mayeres et al., The External Costs of Transportation, Final Report. Federal Office for Scientific, Technical and Cultural Affairs, Brussels. Brussels: OSTC, 2001; http://www.belspo.be/belspo/home/publ/pub_ostc/mobil/rapp04_en.pdf.

De Nocker L., Torfs R., Wouters G. 1999. Externe kosten van elektriciteitsproductie.; VITO rapport in opdracht van Electrabel/SPE 1999/PPE/R/019.

Dehnhardt, A. und J. Meyerhoff, 2002. Nachhaltige entwicklung der stromlandschaft Elbe, Nutzen und kosten der wiedergewinnung und renaturierung von überschwemmungsaue, Berlin, VAUK-Verlagkiel.

Dorioz, J.M., Wang, D., Poulenerd, J., Trévisan, D., 2006. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics – a review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. Agriculture, Ecosystems and Environment **117**: 4-21.

Dumortier M., De Bruyn L., Hens M., Peymen J., Schneiders A., Turkelboom F., Van Daele T. en Van Reeth W. 2008. Natuurindicatoren 2008. Toestand van de natuur in Vlaanderen: cijfers voor het beleid. Mededeling van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, INBO.M.2008.5, Brussel.

Dusek, J., H. Cizkova, et al. 2009. Influence of summer flood on the net ecosystem exchange of CO₂ in a temperate sedge-grass marsh. Agricultural and Forest Meteorology **149**(9): 1524-1530.

Duvigneaud P., Kestemont P., Ambroes P., 1971. Productivité primaire des forêts tempérées d'essences feuillues caducifoliées en Europe occidentale, in: Duvigneaud P. (Ed.), Productivity of forest ecosystems, Unesco, Paris, 1971, pp. 259-270. Duvigneaud 1971.

Environment Agency (EA), 2003. Assessment of Benefits for Water Quality and Water Resources Schemes in the PR04 Environment Programme – Guidance, Benefits Assessment Guidance (BAG).

ExternE, 2005. New results of ExternE after the NewExt and Externe-Pol projects, <http://www.externe.info>; <http://europa.eu.int/comm/environment/climat/studies.html>.

Fisher Brendan, Costanza Robert, Turner R. Kerry and Morling Paul, 2007. Defining and Classifying Ecosystem Services for Decision Making CSERGE Working Paper EDM 07-04.

FOD economie-Algemene Directie Economie: <http://www.statbel.fgov.be>.

Follain, S., C. Walter, et al. 2007. Induced effects of hedgerow networks on soil organic carbon storage within an agricultural landscape. Geoderma **142**(1-2): 80-95.

Freibauer, A., Rounsevell, M., Smith, P. & Verhagen, J. 2004. Carbon sequestration in the agricultural soils of Europe. Geoderma **122**, 1-23.

Froment A., Tanghe M., Duvigneaud P., Galoux A., Denayer-DeSmet S., Schnock G., Grulois J., Mommaerts-Billiet F., Vanséveren, J.P., 1971. La chênaie mélangée calcicole de Virelles-Blaimont, en haute Belgique. In: Duvigneaud P. (Ed.), Productivity of forest ecosystems, Unesco, Paris, 1971, pp. 635-666. [14] Jose S., Gillespie A., Aboveground product.

Frör O., 2003. Using stated Preference methods for Biodiversity Valuation. A critical analysis. Institut für Volkswirtschaftslehre.

Gallai, N., J.-M. Salles, et al. 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. Ecological Economics **68**(3): 810-821.

Gergel, S. E., S. R. Carpenter, et al. 2005. Do dams and levees impact nitrogen cycling? Simulating the effects of flood alterations on floodplain denitrification. Global Change Biology **11**(8): 1352-1367.

Gessler, P. E., I. D. Moore, et al., 1995. Soil-landscape modelling and spatial prediction of soil attributes. Int. J. Geographical Information Systems **9**: 421- 432.

Gower, S. T., R. E. McMurtrie, et al. 1996. Aboveground net primary production decline with stand age: potential causes. Trends in Ecology & Evolution **11**(9): 378-382.

Gren, I.-M., 1995. The value of investing in wetlands for nitrogen abatement. European Review of Agricultural Economics **22**:157-172.

Hanley Nick, Felix Schlaßpferb, James Spurgeon, 2003. Aggregating the benefits of environmental improvements: distance-decay functions for use and non-use values, Journal of Environmental Management **68** (2003): 297-304.

- Hanley, N. and Spash C.L. 1995. Cost-Benefit Analysis and the Environment. Edward Elgar, 1995, ISBN 1852789476.
- Hargreaves KJ, Milne R and Cannell MGR. 2003. Carbon balance of afforested peatland in Scotland. Forestry **76**(3):299-317.
- Haycock N.E. & Pinay G. 1993. Nitrate retention in grass and poplar vegetated buffer strips during the winter. Journal of Environmental Quality **22** (2): 273-278.
- Hearn, Paul P., Parkhurst, David L., and Callender, Edward, 1983, Authigenic vivianite in Potomac River sediments: Control by ferric oxy-hydroxides: Journal of Sedimentary Petrology **53**,(1).
- Hees, A. F. M. 2001. Biomassa-ontwikkeling in niet meer beheerde bossen. Nederlands Bosbouw Tijdschrift **73**(5):2-5.
- Hegemann Lars, 2002. De Vlaming over "ons" milieu en "zijn" -gedrag. Resultaten van de APS-surveys 1996 en 2000.
- Heikkinen JEP, Maijanen M, Aurela M, Hargreaves KJ and Martikainen PJ. 2002. Carbon dioxide and methane dynamics in a sub-Arctic peatland in northern Finland. Polar Res. **21**(1):49-62.
- Heinen, M. 2006. "Simplified denitrification models: Overview and properties." Geoderma **133**(3-4): 444-463.
- Henriksen, K., M. B. Rasmussen & A. Jensen, 1983. Effect of bioturbation on microbial nitrogen transformations in the sediment and fluxes of ammonium and nitrate to the overlying water. Ecol. Bull. **35**: 193-205.
- Henriksen, K., Hansen, J I., Blackburn, T H., 1980. Influence of benthic infauna on exchange rates of morganic nitrogen between sediment and water. Ophella, Suppl. **1**: 249-256.
- Hermij M., Schauvliege M. en Tijskens G., 2005. Groenbeheer, een verhaal met een toekomst, Berchem: Velt in samenwerking met Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap – Afdeling Bos & Groen, 576 pag.
- Hill T. and Neal C., 1997. Spatial and temporal variation in pH, alkalinity and conductivity in surface runoff and groundwater for the Upper River Severn catchment. Hydrol. Earth Sys. Sci. **1**(3):697-715.
- Holland Mike, Steve Pye, Paul Watkiss, Bert Droste-Franke, Peter Bickel, 2005. Damages per tonne emission of PM2.5, NH3, SO2, NOx and VOCs from each EU25 Member State (excluding Cyprus) and surrounding seas, Service Contract for carrying out cost-benefit analysis of air quality related issues, in particular in the clean air for Europe (CAFE) programme. European Commission DG Environment: ENV.C.1/SER/2003/0027.
- House, W. A., 2003. Geochemical cycling of phosphorus in rivers, Applied Geochemistry, **18** (5): 739-748.
- House, W.A. , Bowes, M., , 2001. Intensive study of P and dissolved silicon dynamics in the river Swale catchment, UK a mass balance approach. Hydrol. Proc **15**: 261-280.
- House, W.A. and Warwick, M.S., 1999. Interactions of P with sediments in the River Swale, Yorkshire, UK. Hydrol. Proc **13**: 1103-1115.

House, W.A. and Denison, F.H., 1998. P-dynamics in a lowland river. Water res. **32**: 1819-1830.

Huisman W., 1990. Proefschrift: Sound propagation over vegetation-covered ground. Geluidsvoortplanting over begroeide bodem. Nijmegen: Drukkerij Quickprint b.v., 172 pag.

Hurley F, Holland Mike Alistair Hunt, Fintan; Stale Navrud, Paul Watkiss, 2006. Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE; Volume 2: Overview of Methodology for health assessment, Service Contract for Carrying out Cost-Benefit Analysis of Air Quality Related Issues, in particular in the Clean Air for Europe (CAFE) Programme, 2006, published by EC, <http://ec.europa.eu/environment/air/cafe/>

Hytönen, J. and A. Saarsalmi, 2009. Long-term biomass production and nutrient uptake of birch, alder and willow plantations on cut-away peatland. Biomass and Bioenergy **33**(9): 1197-1211.

Janzen HH. 2004. Carbon cycling in earth systems – a soil science perspective. Agric. Ecosyst. Environ. **104**:399-417.

Jordan, T. E., D. L Correll, and D. E. Weller. 1993. Nutrient interception by a riparian forest receiving inputs from adjacent cropland. Journal of Environmental Quality **22**: 467-473.

Jordan, T. E., D. L. Correll, et al. 1997. Relating nutrient discharges from watersheds to land use and streamflow variability. Water Resources Research **33**(11): 2579-2590.

Kadlec, R. H. 2008. The effects of wetland vegetation and morphology on nitrogen processing. Ecological Engineering **33**(2): 126-141.

Kamp T, Gattinger A, Wild U and Munch JC., 2001. Methane and nitrous oxide emissions from drained and restored peat in the Danube valley. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, **31**: 193 Parey, Berlin

Kay, P., A. C. Edwards, et al. 2009. A review of the efficacy of contemporary agricultural stewardship measures for ameliorating water pollution problems of key concern to the UK water industry. Agricultural Systems **99**(2-3): 67-75.

Kemmers, R. H. en P. Mekking, 2002. Omvormingsbeheer naaldbos en herstel duinroosjesvegetatie Amsterdamse waterleidingduinen, Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 483.

King JA, Bradley RI and Harrison R. 2005. Current trends of soil organic carbon in English arable soils. Soil Use Management. **21**:189-195.

Klein, A.M.,B.E. Vaissière, J.H. Cane, I. Steffan-Dewenter, S.A. Cunningham, C. Kremen, and T. Tscharntke, 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. Proceedings of the Royal Society of London Series B. **274**: 303-313.

Knohl, A., E.-D. Schulze, et al., 2003. Large carbon uptake by an unmanaged 250-year-old deciduous forest in Central Germany. Agricultural and Forest Meteorology **118**(3-4): 151-167

Koerselman, W. and F. M. Meuleman, 1996. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. Journal of Applied Ecology **33**: 1441-1450.

Krebs, C. J. 2008. The ecological world view, CSIRO-publishing.

- Krewitt, W., Holland, M., Trukenmüller, A., Heck, T., Friedrich, R., 1999. Comparing Costs and Environmental Benefits of Strategies to Combat Acidification in Europe. Environmental Economics and Policy Studies **2**(4): 249-289.
- Kuik O., Brander L., Schaafsma M. 2006. Globale Batenraming van Natura 2000 gebieden, IVM, Amsterdam, mei 2006.
- Kutsch, W., L. , L. Chunjiang, et al. 2005. Spatial heterogeneity of ecosystem carbon fluxes in a broadleaved forest in Northern Germany. Global Change Biology **11**(1): 70-88.
- Kutsch, W. L., M. Herbst, et al. 2001. "Stomatal acclimation influences water and carbon fluxes of a beech canopy in northern Germany." Basic Applied Ecology **2**: 265-281.
- Lafleur PM, Roulet NT, Bubier JL, Froking S and Moore TM. 2003. Interannual variability in the peatland-atmosphere carbon dioxide exchange at an ombrotrophic bog, Glob. Biogeochem. Cyc. **17**(2):1036, doi: 10.1029/2002GB001983.
- Lal R. 1999. Global carbon pools and fluxes and the impact of agricultural intensification and judicious land use. In: Prevention of land degradation, enhancement of carbon sequestration and conservation of biodiversity through land use change and sustainable land management with a focus on Latin America and the Caribbean. World Soil Resources Report 86. pp45-52, FAO, Rome, Italy.
- Lal, R. and J. P. Bruce, 1999. The potential of world cropland soils to sequester C and mitigate the greenhouse effect. Environmental Science & Policy **2**(2): 177-185.
- Leonardson, L., 1994. Våtmarker som kvävefällor: svenska och internationella erfarenheter [Wetlands as nutrient sinks: Swedish and international experience]. Report 4176, Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, in Swedish.
- Lettens, S., J. Orshoven, et al. 2005. Soil organic carbon changes in landscape units of Belgium between 1960 and 2000 with reference to 1990. Global Change Biology **11**(12): 2128-2140.
- Lettens, S., J. Van Orshoven, et al. 2005. Stocks and fluxes of soil organic carbon for landscape units in Belgium derived from heterogeneous data sets for 1990 and 2000. Geoderma **127**(1-2): 11-23.
- Liekens, I., De Nocker, L., 2008. Rekenraamwerk voor de economische baten van een betere waterkwaliteit, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2008/07, VITO.
- LNE, 2008 Milieubaten of milieuschadetekosten-waarderingsstudies in Vlaanderen, Vlaamse overheid, Departement LNE, 2008 , www.milieueconomie.lne.be
- Losey J.E, 2006. The Economic Value of Ecological Services Provided by Insects.
- Luisetti, T., Bateman, I., Turner, K. 2008. Testing the fundamental assumption of choice experiments: Are values absolute or relative? CSERGE Working Paper ECM 08-03.
- MacLean, D. A. W., R.W. 1977. Changes in understory vegetation with increasing stand age in New Brunswick forests: species composition, cover, biomass, and nutrients. Can. J. Bot. **55**:2818-2831.

- Magnani, F., M. Mencuccini, et al. 2000. Age-related decline in stand productivity: the role of structural acclimation under hydraulic constraints. Plant, Cell & Environment **23**(3): 251-263.
- Maltby E, C. I. 1993. "Carbon dynamics in peatlands and the other wetlands soils: regional and global perspectives." Chemosphere, **27**: 999-1023.
- McDowell WH. 1985. Kinetics and mechanisms of dissolved organic carbon retention in a headwater stream. Biogeochem. **1**:329-352.
- Meersmans, J., W. B. Van, et al. 2009. Changes in organic carbon distribution with depth in agricultural soils in northern Belgium, 1960&2013;2006. Global Change Biology **9999**(9999).
- Meersmans, J., F. De Ridder, et al. 2008. A multiple regression approach to assess the spatial distribution of Soil Organic Carbon (SOC) at the regional scale (Flanders, Belgium). Geoderma **143**(1-2): 1-13.
- Mestdagh, I., S. Steven, et al. 2009. Soil organic carbon-stock changes in Flemish grassland soils from 1990 to 2000. Journal of Plant Nutrition and Soil Science **172**(1): 24-31
- Mestdagh, I., P. Lootens, et al. 2006. Variation in organic-carbon concentration and bulk density in Flemish grassland soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift Fur Pflanzenernahrung Und Bodenkunde **169**(5): 616-622.
- Milne R and Brown TAW. 1997. Carbon in the vegetation and soils of Great Britain. J. Environ. Manage. **49**:413-433.
- MIRA, 2005. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2005, Transport. Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieुरapport.be.
- MIRA, 2007a. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007 Vermesting. Overloop S., Bossuyt M., Ducheyne S., Dumortier M., Eppinger R., Van Gijseghe D., Van Hoof K., Vogels N., Vanden Auweele W., Wustenberghs H., D'hooghe J., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieुरapport.be
- MIRA, 2007b. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Verspreiding van zwevend stof, Torfs R., Deutsch F., Schrooten L., Broekx S., J. Vankerkom, Matheussen C., Roekens E., Fierens F., Dumont G. & Bossuyt M., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieुरapport.be
- MIRA, 2007c. Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007, Milieu, mens en gezondheid, Bossuyt M., Colles A., Den Hond E., Verschaeve L., Tilborghs G., Wildemeersch D., Chovanova H., Van Campenhout K., Mampaey M., Teughels C., Stassen S., Collier P., Hooft P., Torfs R., Nawrot T. & Keune H., Vlaamse milieumaatschappij, www.milieुरapport.be
- MIRA, 2008 Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2007 Klimaatverandering. Brouwers J., De Nocker L., Schoeters K., Moorkens I., Jespers K., Vlaamse Milieumaatschappij, www.milieुरapport.be
- MIRA-T 2008 Indicatorrapport, 2009. Marleen Van Steertegem (eindred.), Milieurapport Vlaanderen, Vlaamse Milieumaatschappij.
- Mitsch W. J., J. W. Day, et al. 2005. Nitrate-nitrogen retention in wetlands in the Mississippi River Basin. Ecological Engineering **24**(4): 267-278.

- Mitsch W. J. and J. G. Gosselink 2000. The value of wetlands: importance of scale and landscape setting. Ecological Economics **35**(1): 25-33.
- Mitsch, W. J., 1995. Restoration and creation of wetlands - providing the science and engineering basis and measuring success. Ecological Engineering **4**(2): 61-64.
- Mitsch, W. J. and J. G. Gosselink 1993. Wetlands, 2nd. New York, 722 pp
- Mohren, G.M.J. & C.G.M. Klein Goldewijk. 1990. Bosbouw in Nederland als maatregel in het kader van de klimaat/CO₂-problematiek; Voorstudie: 1 CO₂-vastlegging in bos. In opdracht van: Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer. De Dorschkamp, Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer. Rapport nr. 613. Wageningen. 89 pp.
- Moore TR, Roulet NT and Waddington JM. 1998. Uncertainty in predicting the effect of climatic change on the carbon cycling of Canadian peatlands. Clim. Change, 40:229-245.
- Morse, R.A., and N.W. Calderone. 2000. The value of honey bees as pollinators of U.S. crops in 2000. Bee Culture 128(3): 1-15.
- Müller, F. 1998. Gradients in ecological systems. Ecological Modelling **108**(1-3): 3-21.
- Mussche S., Bussche B., De Shrijver A., Neiryneck J., Nachtergale L., Lust N., 1998. Nutrient uptake of a mixed oak/beech forest in Flanders (Belgium), Silva Gandavensis **63** (1998) 120-133.
- MVW, 2006. De strategische MKBA voor de Europese Kaderrichtlijn Water (the strategic CBA for the European Water Framework directive), Ministerie van Verkeer en Waterstaat, Den Haag, December 2006.
- Nabuurs, G. J. and M. J. Schelhaas, 2003. Spatial distribution of whole-tree, carbon stocks and fluxes across the forests of Europe: where are the options for bio-energy? Biomass & Bioenergy **24**(4-5): 311-320.
- Nabuurs, G. J., E. Thurig, et al. 2008. Hotspots of the European forests carbon cycle. Forest Ecology and Management **256**(3): 194-200.
- Navrud S and G Pruckner, 1997. Environmental valuation - to use or not to use? A comparative study of the United States and Europe. Environmental and Resource Economics **10**:1-26.
- NOAA 1993, Report of the NOAA panel on contingent valuation, Federal Register **58** (10) 4601-4614.
- NRC, 2007. Status of Pollinators in North America, national research council, Board on Life Sciences, 2007
- Nys, C., Ranger, D., Ranger, J.. 1983. Etude Comparative de deux Ecosystemes forestiers feuillus et résineux des Ardennes primaires françaises. III Minéralomasse et cycle biologique. Ann. Sci. For., **1**: 41-66.
- Ohlson, M. and N. Malmer, 1990. "Total Nutrient Accumulation and Seasonal-Variation in Resource-Allocation in the Bog Plant *Rhynchospora Alba*." Oikos **58**(1): 100-108.

Oosterbaan, A., Tonneijck, A.E.G. 2006. Kleine landschapselementen als invangers van fijn stof en ammoniak, Alterra onderzoeksrapport LUWPUBRD_00350279_A502, U Wageningen.

Pearce DW, Turner RK, 1990. Economics of natural resources and the environment. London: Harvester Wheatsheaf.

Penning E, Van der Vat, 2007. Baten van natuurvriendelijke oevers, WL Delft rapport, oktober 2007.

Pinay, G., B. Gumiero, et al. 2007. Patterns of denitrification rates in European alluvial soils under various hydrological regimes. Freshwater Biology **52**(2): 252-266.

Pinay G., Roques L. & Fabre A. 1993. Spatial and temporal patterns of denitrification in a river riparian forest. Journal of Applied Ecology **30** (4): 581-591.

Pinay, G. and H. Decamps, 1988. The role of riparian woods in regulating nitrogen fluxes between the alluvial aquifer and surface water: a conceptual model. Regulated rivers: research and management **2**: 507-516.

Platteau et al, 2006, landbouwrapport 2005, administratie departement landbouw en visserij,

Ponette, Q., J. Ranger, et al. 2001. Aboveground biomass and nutrient content of five Douglas-fir stands in France. Forest Ecology and Management **142**(1-3): 109-127.

Post, W. W. E., PJ Zinke, AG Stangenberger, 1982. Soil carbon pools and world life zones. Nature **298**: 156-159.

Pribyl, A. L., J. H. McCutchan, et al., 2005. Whole-system estimation of denitrification in a plains river: a comparison of two methods. Biogeochemistry **73**(3): 439-455.

Ranger, J., R. Marques, et al. 1995. The dynamics of biomass and nutrient accumulation in a Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Franco) stand studied using a chronosequence approach. Forest Ecology and Management **72**(2-3): 167-183.

Reid V.W. et al 2006. Ecosystems and Human Well-being, Synthesis, A Report of the Millennium Ecosystem Assessment, WRC, 2006

Reneman D., Visser M. Edelmann E. & Mors B. 1999. Mensenwensen. De wensen van Nederlanders ten aanzien van natuur en groen in de leefomgeving. Reeks Operatie Boomhut nr. 6. Hilversum: Intomart.

Resource Analysis, 2006. De opmaak van een standaardmethodiek MKBA voor sociaaleconomische verantwoording van grote infrastructuurprojecten in de Vlaamse zeehavens, Definitief eindrapport – Deel A: Standaardmethodiek, Rapport voor Vlaams Ministerie van Mobiliteit en Openbare Werken, Afdeling Haven- en Waterbeleid, 4040-046A-50, nov 2006, pagina?

RIVM, 2004. Hinder door milieufactoren en de beoordeling van de leefomgeving in Nederland. Inventarisatie Verstoringen 2003.

Rogge, E., Nevens F., en Gulinck, H., 2004. Perceptie en beleving van landbouwlandschappen in Vlaanderen: literatuurstudie en theoretisch kader. Steunpunt Duurzame Landbouw. Publicatie 10, 44 p

- Roos-Klein Lankhorst J., S. de Vris, A.E. Buijs, A.E. van den Berg, M.H.I. Bloemmen en C. Schuiling, 2005. BelevingsGIS versie 2; waardering van het Nederlandse landschap door de bevolking op kaart, Alterra, Alterra-rapport 1138. 102 blz.
- Ruijgrok, Dr.ir. E.C.M. , Dr.ir. R. Brouwer prof. dr. H. Verbruggen, 2004. Waardering van Natuur, Water en Bodem in Maatschappelijke Kosten-batenanalyses. Aanvulling op de Leidraad OEI. In opdracht van het ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, in samenwerking met de ministeries van Verkeer en Waterstaat, Economische Zaken, Financiën en VROM.RWS 2004
- Scarpa, Riccardo; Ferrini, Silvia; Willis, Kenneth 2005. Performance of error component models for status-quo effects in choice experiments. In: Riccardo Scarpa & Anna Alberini (Eds), *Applications in Simulation Methods in Environmental and Resource Economics*, UK:Springer Publishers, 247-273.
- Schelhaas, M.J., Van Wijk, M.N., Nabuurs, G.J., 2002. Koolstofvastlegging in bossen: een kans voor de boseigenaar? Wageningen, Alterra, Research Instituut voor de Groene Ruimte. Alterra-rapport 553. 52 p.
- Schils René, P. K., Jari Liski, Marcel van Oijen,, J. W. Pete Smith, Jukka Alm, Zoltan Somogyi et al., 2008. Review of existing information on the interrelations between soil and climate change. C. C. C. S. CARBON, , Wageningen UR, The Netherlands.
- Schulp, C. J. E., G.-J. Nabuurs, et al. 2008. "Effect of tree species on carbon stocks in forest floor and mineral soil and implications for soil carbon inventories." *Forest Ecology and Management* **256**(3): 482-490.
- Schulp, C. J. E. and P. H. Verburg, 2009. Effect of land use history and site factors on spatial variation of soil organic carbon across a physiographic region. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **133**(1-2): 86-97.
- Seitzinger, S., J. A. Harrison, et al. 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological Applications* **16**(6): 2064-2090.
- SEPA 2006 An instrument for assessing the quality of environmental valuation studies. Report Naturvårdsverke, Stockholm
- Smith P, Powlson DS, Glendining MJ and Smith JU. 1997. Potential for carbon sequestration in European soils: preliminary estimates for five scenarios using results from long-term experiments. *Glob. Change Biol.* **3**:67-79.
- Soussana JF, Loiseau P, Vuichard N, Ceschia E, Balesdent J, Chevallier T, Arrouays D. 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use Management*. **20**(Suppl.):19-23.
- Spash C.L., 2007. Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change. *Ecological economics* **63** (4): 690-699.
- Stadmark, J., A.-G. Seifert, et al. 2009. Transforming meadows into free surface water wetlands: Impact of increased nitrate and carbon loading on greenhouse gas production. *Atmospheric Environment* **43**(6): 1182-1188.
- Staes, J., M. H. Rubarenzuya, et al. 2009. Modelling hydrological effects of wetland restoration: a differentiated view. *Water Science and Technology* **59**(3): 433-441.

Stansfeld Stephen A and Mark P Matheson, 2003. Noise pollution: non-auditory effects on health. British Medical Bulletin **68**:243-257 (2003)

Stern, N. 2006. Stern review: The Economics of Climate Change. Cambridge University Press. downloaded from: http://www.hm-treasury.gov.uk/independent_reviews/stern_review_economics_climate_change

Studienst van de Vlaamse regering, Bevraging rond social-culturele verschuivingen. <http://aps.vlaanderen.be>

Stumm, Werner, Morgan, James J. 1996 Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters, derde editie Wiley, New York 1022 pp, ISBN 0-471-51185-4

Timmermans, W.; Hiddes, E.; Visschedijk, P.A.M.; Gerritsen, E.; Woestenburger, M., 2006. Groen in en om de stad: onderzoek GIOS 2006. Wageningen, Alterra Research Instituut voor de Groene Ruimte: 40.

Tol Richard S.J., 2005. The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: an assessment of the uncertainties, Energy policy **33** (2005): 2064-2074.

Thiere, G., J. Stadmark, et al. 2009. Nitrogen retention versus methane emission: Environmental benefits and risks of large-scale wetland creation. Ecological Engineering **In Press, Corrected Proof**.

Torfs, R., Buekers J., 2009. persoonlijke mededeling, in kader van actualisering van achtergronddocument verspreiding van zwevend stof voor MIRA.

Torfs R, De Nocker L, Schrooten L, Aernouts K, Liekens I., 2005. Internalisering van de externe kosten voor de productie en distributie van elektriciteit in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/XX,

Train Kenneth, 2003. Discrete Choice Methods with Simulation. Cambridge University Press. First edition, 2003

Tveit, M., Ode, A., Fry, G., 2006. Key concepts in a framework for analysing visual landscape character.

Uri, V., H. Tullus, et al. 2003. Nutrient allocation, accumulation and above-ground biomass in grey alder and hybrid alder plantations. Silva Fennica **37**(3): 301-311.

Uta, B., H. Hanno, et al. 2004. Age-related decline in forest production: modelling the effects of growth limitation, neighbourhood competition and self-thinning. Journal of Ecology **92**(5): 846-853.

Vaes F. 2001. Bosbouw: algemene begrippen. Cursus bosbouwbekwaamheid. Brussel: Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Afdeling Bos & groen, 106 pag.

Valentini R, M. G., Dolman AJ, Schulze ED, Rebmann C, Moors EJ, Granier A, Gross P, Jensen NO, Pilegaard K, Lindroth A, Grelle A, Bernhofer C, Grunwald T, Aubinet M, Ceulemans R, Kowalski AS, Vesala T, Rannik U, Berbigier P, Loustau D, Guomundsson J, Thorgeirsson H, Ibrom A, Morgenstern K, Clement R, Moncrieff J, Montagnani L, Minerbi S and Jarvis PG. 2000. Respiration as the main determinant of carbon balance in European forests. Nature **404**:861-865.

Van Cleemput, O., 1996. Progress in nitrogen cycling studies, Dordrecht: Kluwer academic, 1996.

- van de Burg et al, 2006, Vegetatie en Luchtkwaliteit kennisdocument ten behoeve van het uitvoeren van een pilot langs rijkswegen, document in kader IPL Luchtkwaliteit, DVV, 2006 (www.ipluchtkwaliteit.nl)
- van Delft, B., de Waal, R.W., Kemmers, R.H., Mekking, P., Sevink, J., 2006. Field guide humus forms. In: Description and Classification of Humus Forms for Ecological Applications, Alterra, Wageningen.
- Van Hove, D., Adriaensen, F., Meire, P. 2004a. Lokale densiteiten. Antwerpen, UA.
- Van Hove, D., Adriaensen, F., Meire, P. 2004b. Referentiedensiteiten voor de ruimtelijke invulling van de instandhoudingsdoelstellingen op Linkeroever in de Zeehaven van Antwerpen. Antwerpen, UA.
- Van Langenhove, G.; Hermy, M. 1996. De schermfunctie van bossen: mogelijkheden die bossen en bomenrijen bieden ter bescherming van het leefmilieu in vlaanderen. 120 pp.
- Van Orshoven J, M. J., Vereecken H, Feyen J, Didal R. 1988. A structured database of Belgian soil profile data. *Pedologie* **38**, 191-206.
- van Soest Jan Paul, Sas Hein, de Wit Gerrit, 1997. Appels, peren en milieumaatregelen. Afweging van milieumaatregelen op basis van kosteneffectiviteit. CE, Delft
- Vellinga, T. V., A. van den Pol-van Dasselaar, et al. 2004. The impact of grassland ploughing on CO₂ and N₂O emissions in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **70**(1): 33-45.
- Verheyden, W. 2008. Toetsingsinstrument voor de behoefte aan groenvoorzieningen: Methodologie bij het groenbeleid van de stad Antwerpen. Onuitgegeven verhandeling, Katholieke Hogeschool Kempen, Industriële en biowetenschappen Geel. Gevonden op 1/12/2009 op <http://doks2.khk.be/eindwerk/do/record/Get?dispatch=view&recordId=SKHKff80808116c8e2a70116f20cc1d006b3>.
- Verstraeten Willem W., Frank Veroustraete, Wolfgang Wagner, Tom Van Roey, Walter Heyns, Sara Verbeiren, Corné J. van der Sande , Jan Feyen. (2007) Impact assessment of remotely sensed soil moisture on ecosystem carbon fluxes across Europe. 2nd International Workshop on Uncertainty in Greenhouse Gas Inventories.
- Vicca, S., L. Fizez, et al. 2009. No signs of thermal acclimation of heterotrophic respiration from peat soils exposed to different water levels. *Soil Biology & Biochemistry* **41**(9): 2014-2016.
- Vicca, S., H. Flessa, et al. 2009. The inhibitory effect of difluoromethane on CH₄ oxidation in reconstructed peat columns and side-effects on CO₂ and N₂O emissions at two water levels. *Soil Biology & Biochemistry* **41**(6): 1117-1123.
- Vicca, S., I. A. Janssens, et al. 2009. Temperature dependence of greenhouse gas emissions from three hydromorphic soils at different groundwater levels. *Geobiology* **7**(4): 465-476.
- VITO-RA-IMC 2004. VITO en Tijdelijke vereniging Resource Analysis – IMDC, Maatschappelijke kosten-batenanalyse voor de actualisatie van het Sigmaphan, studie in opdracht van AWZ, afdeling Zeeschelde), September 2004, www.sigmaphan.be

viWTA Vlaams instituut voor Wetenschappelijk en Technologisch Aspectenonderzoek en Koning Boudewijnstichting, 2006. Participatieve methoden. Een gids voor gebruikers. Methode: Focusgroep. Belgian Advertising.

Vleeshouwers L.M. and A. Verhagen, 2002. Carbon emission and sequestration by agricultural land use: a model study for Europe. Global Change Biol. **8** (2002), pp. 519–530.

VLM, 2001. De Mestbank - Wegwijzer, Vlaamse Landmaatschappij: 32p.

VLM, 2008. Analyse van Nitraatstikstofresidumetingen in de tuinbouw door Bodemkundige Dienst van België vzw en Universiteit Gent Vakgroep Bodembeheer en bodemhygiëne (UGBB) EINDRAPPORT VLM/MESTBANK/TWOL2006/MB2006/4

VMM, 2008. Milieubarometer West-Vlaanderen 2008: Fiche 'Nitraatgehalte in de meetplaatsen van het MAP-meetnet'.

VMM, 2007. Jaarrapport Water.

Waterman Elly Vaak gestelde vragen over geluid, Hoofdstuk 2 in: Over geluid in Nederland

Watkiss P., Downing T.E., Anthoff D., Butterfield B., Ceronsky M., Grubb M., Guo J., Hepburn C., Hope C., Hunt A., Li A., Markandya A., Moss S., Nyong A. & Tol R.S.J. 2005. Scoping Uncertainty in the Social Cost of Carbon. Final Project Report, Social Cost of Carbon: A Closer look at Uncertainty, Department of Environment, Food and Rural Affairs, London.

Watson R.T, Noble I.R, Bolin B, Ravindranath N.H, Verardo D.J and Dokken D.J (Eds.). 2000. Land Use, Land Use Change, and Forestry. Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK.

Wesseling J ; Beijck R ; Kuijeren N van, 2008. Effecten van groen op de luchtkwaliteit. Status, rapport Nr 680705012, RIVM, Bilthoven, 2008.

West, T. O. and J. Six, 2007. Considering the influence of sequestration duration and carbon saturation on estimates of soil carbon capacity. Climatic Change **80**(1-2): 25-41.

Westerberg Vanja, 2008. Valuing Ecosystem Services in the « Vallée de Baux » – Coupling Bottom-UP and TOP-down approaches to decision making. Faculty of Life Sciences. University of Copenhagen. Postersession.

Wit, M. de., 1999. Nutriënt fluxes in the Rhine and Elbe basins. PhD-thesis, Utrecht, 1-163 pp.

Witteveen en Bos, 2006. Kentallen Waardering Natuur, Water, Bodem en Landschap. Hulpmiddel bij MKBA's. Eerste editie in opdracht van Ministerie LNV.

Woodruff S. L., House W. A., Callow M. E., Leadbeater B. S. C. 1999. The effects of biofilms on chemical processes in surfacial sediments. Freshwater Biol. **41**: 1–17.

Worrall, F., M. S. Reed, et al. 2003. Carbon budget for a British upland peat catchment. Science of the Total Environment **312**(1-3): 133-146.

Ying-Xu Chen, Guang-Wei Zhu, Guang-Ming Tian and Hua-Lin Chen, Phosphorus and copper leaching from dredged sediment applied on a sandy loam soil: column study, In Press, Corrected Proof, Available online 12 August 2003

Zavitkovski, J. & Stevens, R. D. 1972. Primary productivity of red alder ecosystems. Ecology **53**(2): 235-242.

BEGRIPPENLIJST

AEROOB

Zuurstofrijk: gebruikt in kader van bacteriën die zuurstof nodig hebben om te leven

ANAEROOB

Zuurstofarm/zuurstofloos: gebruikt in kader van bacteriën die in een zuurstofarm/-loos milieu leven

ANKERPLAATS

Ankerplaatsen zijn de meest landschappelijke waardevolle gebieden van Vlaanderen. In deze gebieden is de samenhang van de erfgoedwaarden het grootst. Ze zijn ofwel uitzonderlijk gaaf gebleven ofwel zeer herkenbaar voor een bepaalde tijdsperiode of ze zijn uniek op Vlaams niveau. Hun waarde kan ook liggen in een combinatie van gaafheid, herkenbaarheid en uniciteit.

BELEVINGSWAARDE

Die waarde die natuur en landschap hebben voor de mensen die het gebied gebruiken: de waarde die ze hebben door er naar te kijken, te genieten, ...

BIOLOGISCHE ZUURSTOFVRAAG

De bepaling van de Biologische zuurstofvraag of BZV wordt uitgevoerd om de hoeveelheid organische stoffen in het water te bepalen (Engels: BOD (Biological Oxygen Demand of Biochemical oxygen demand)). Het biologisch zuurstofverbruik geeft de hoeveelheid zuurstof aan die benodigd is voor de afbraak van biologisch afbreekbare organische stoffen in water door micro-organismen, uitgedrukt in mg O₂/l.

CHEMISCHE ZUURSTOFVRAAG

De bepaling van de chemisch zuurstofvraag of CZV (Engels: COD of Chemical Oxygen Demand) wordt uitgevoerd om te bepalen hoeveel oxideerbaar materiaal in water aanwezig is. De CZV geeft het gewicht aan zuurstofgas weer dat verbruikt wordt om het oxideerbaar materiaal (in tegenstelling tot de BZV bijna de volledige hoeveelheid) in water af te breken en wordt uitgedrukt in mg O₂/l.

dB(A)

De maat voor de sterkte van het geluidsniveau, gewogen met het 'A-filter', dat wil zeggen gecorrigeerd voor de frequentie-afhankelijke gevoeligheid van het menselijk oor.

ECOSYSTEEMDIENST

Een goed of dienst voortgebracht door een ecosysteem waaraan een welvaartseffect verbonden is.

HYDRAULISCHE VERBLIJFTIJD

Het aantal uren/dagen dat het water in een gebied aanwezig blijft.

INTRINSIEKE WAARDE

De waarde van de natuur voor de organismen, planten, dieren die er leven en de processen die er spelen. Met andere woorden de waarde van de natuur an sich, los van het nut ervan voor de maatschappij.

ISCHEMISCHE HARTZIEKTE

Coronaire hartziekten, ook wel ischemische hartziekten genoemd, zijn ziekten van het hart die het gevolg zijn van aderverkalking (atherosclerose). Hierdoor ontstaat

zuurstoftekort (ischemie) in de hartspier. Coronaire hartziekten worden onderverdeeld in de acute (hartinfarct of myocardinfarct) en chronische (angina pectoris) vormen.

NATUURLANDSCHAP

In de enge zin is een natuurlandschap een landschap dat niet gewijzigd is door menselijke invloeden. In deze enge zin heeft Vlaanderen geen natuurlandschappen. De betekenis die in deze studie aan natuurlandschappen wordt gegeven is een landschap waarbij de noden van de natuur voorrang hebben op die van de mens, meestal maar niet noodzakelijk zijn dit natuurgebieden.

NEM-RICHTLIJN

Europese Richtlijn Nationale Emissiemaxima (2001, 2001/81/EG) met als doel de luchtemissies van verzurende, vermestende en ozonvormende stoffen te beperken. In die richtlijn worden aan de EU-15 lidstaten maximale emissieplafonds opgelegd voor de 4 gasvormige pollutanten SO₂, NO_x, NMVOS en NH₃. Die zijn strenger dan de emissiemaxima van het Göteborg-protocol.

OVERDRACHTSWAARDE

Die waarde van natuur die mensen eraan hechten omdat ze natuur willen behouden voor de toekomstige generaties en omdat ze vinden dat planten en dieren ook recht hebben op een bestaan.

REDOXPOTENTIAL

Redoxpotentiaal is een wereldwijde maatstaf en is samengesteld uit: reductie-oxidatie-potentiaal oftewel zuurstofreducerend-vermogen. Een redoxpotentiaalmetr geeft inzicht in de balans tussen zuurstofreducerende stoffen en de oxiderende stof zuurstof. Ze wordt uitgedrukt in mV.

REGULERENDE DIENST

Regulerende diensten zijn de voordelen die worden verkregen uit de regulering van ecosysteemprocessen, waaronder bijvoorbeeld de regulering van klimaat, water en sommige menselijke ziekten.

MARGINALE BESTRIJDINGSKOST

De marginale bestrijdingskost is de bijkomende kost voor een extra eenheid emissiebestrijding. De kosten van de laatste nog net noodzakelijke maatregel om een doelstelling te halen, de zogeheten marginale kosten, vormen de 'schaduwprijs' voor deze emissie (bij een bepaald doelniveau). Deze schaduwprijs weerspiegelt de kosten die de maatschappij er voor over heeft om het betreffende milieudoel te behalen.

MARGINALE SCHADEKOST

De marginale schadekost is de bijkomende kost voor een extra eenheid schade toegebracht door een pollutant.

WELVAARTSEFFECT

Een welvaartseffect is de toename of afname van het nut van een individu dat hij ontleent aan een bepaald goed of bepaalde dienst.

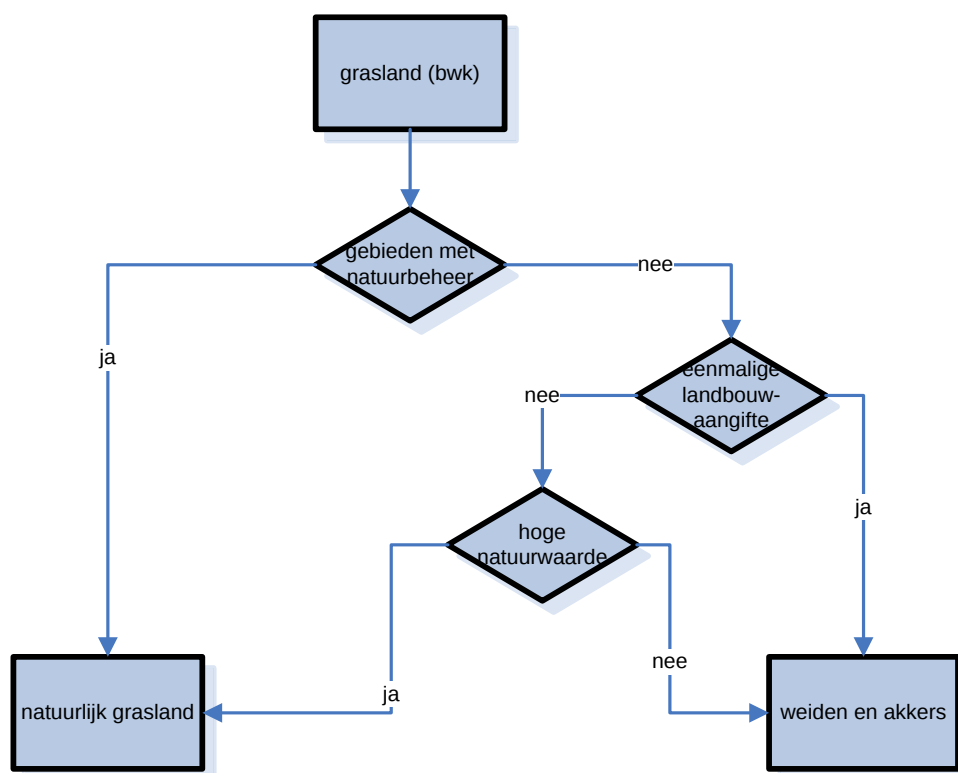
BIJLAGE A: GEBRUIKTE BWK-CODES

BWK-code	BWK-subcodes	Natuurtype
a	<i>a(y), ad, ad-, ae, ae-, ae(y), ae-(y), ae+, aer, aer-, aer(y), aer-(y), aer+ aev, aev-, aev+, aey ah, ah-, ah+, ao, ao-, ao+ aom, aom-, aom+, ao, ao-, ao+ ap, ap-, ap+, apo, apo-, apo+ app, app-, app+, ay</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
b	<i>b+, bk, bk+, bl, bl+, bns, bs bs-, bs+, bu, bu+</i>	<i>Weiland en akker</i>
c	<i>cd, cdb ce, ce-, ce+, ceb, ceb-, ceb+ ces, ces+, cg, cg-, cg+, cgb, cgb- cgb+ cm, cm-, cmb, cmb+ cp, cp-, cpb, cpu, cv, cvb, cvb-</i>	<i>Heide of landduin</i>
d	<i>da, da-, da+ ds, ds-, dz</i>	<i>Slik en schor</i>
d, h	<i>dd, dd-, dd+, d, dla, dla+ dls, dls+ hd, hd-, hd+, hdb, hdb-</i>	<i>Duinen (dit zit niet vervat in de bevraging, dus waarderingsfunctie voorzichtig gebruiken)</i>
d	<i>dm, dm-</i>	<i>Heide en landduin</i>
f, g	<i>fa, fa-, fag, fe, fe-, fe+ fl, fl-, fm, fm-, fs, fs-, fs+ gml, gmn</i>	<i>Bos en struweel</i>
h	<i>h(y), h+, ha, ha-, ha+ hab, hab-, hab+ had, had-, hb, hc, hc-, hc+ hcb, hcb-, hf, hf-, hf+, hfb, hfb- hfb?, hfb+, hfc, hfc-, hfc+, hfcb, hfcb-, hft, hft-, hftb, hj, hj-, hj+, hjb, hjb-, hjb+, hk, hk-, hm, hm-, hm+, hmb, hmb-, hme, hmo, hmo-, hmo+, hn, hn-, hn+, ho-, hp, hp-, hp(y), hp^, hp+, hpÁ, hpb, hpr, hpr-, hpr+, hpy, hr, hr-, hr(y), hr+, hrb, hrb-, hrb+, hu, hu-, hu+, hub, hub-, hx, hx(y), hx+, hy, hyyy, hz</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie volgende tabel voor pathway)</i>
k	<i>k((qb), k(sg-), k(sz), kub, kub-, kub+</i>	<i>Bos en struweel</i>
k	<i>k(ae), k(ae-), k(ae+), k(aev), k(ah), k(ao), k(aom), k(aom-), k(mc), k(mc-), k(mr), k(mr-), k(mr+), k(mrb), k(mru), k(mru-), k(ms), k(ms-), k(my-), k(mz), k(mz-), ka, kn, kn-, kn(y), kn+, knyy</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>
k	<i>k(ce), k(cg), k(cg-), k(cgb), k(cm), k(cmb), k(cp), k(cp-), k(cpb), k(hm), k(hmo-)</i>	<i>Heide of landduin</i>
k	<i>K(da)</i>	<i>Slik en schor</i>
k	<i>k(ha), k(ha-), k(ha+), k(hc), k(hc-), k(hd), k(hf), k(hf-), k(hf+), k(hfc), k(hfc-), k(hft), k(hft-), k(hj), k(hj-), k(hn), k(hp), k(hp+), k(hp+), k(hr), k(hr-), k(hr+), k(hrb), k(hu), k(hu-), k(hu+), k(ku), k(ku-), k(ku+), ku, ku-, ku(y), ku-, ku(y), ku+</i>	<i>Natuurlijke graslanden of weiland en akker</i> <i>(voor selectie zie volgende tabel voor pathway)</i>
k	<i>kl, kl-, kq, kq(y),</i>	<i>Weiland en akker</i>
l	<i>lh, lh+, lhb, lhb-, lhb?, lhb+, lhi, lhi-, lhi+, lhs, lhs+, lhi, ls, ls+, lsb, lsb+, lsh, lsi, lsi+, lu, ly,</i>	<i>Bos en struweel</i>
m	<i>mc, mc-, mc?, mc+, mcb, mcb-, md, md+, mdb, mk, mm, mr, mr-, mr+, mrb, mrb-, mrt, mru, mru-, mrub, ms, ms-, ms+, msb, msb-, msb+,</i>	<i>Open water, riet en moeras</i>

BWK-code	BWK-subcodes	Natuurtype
m	mz, mz-, mm, mp	Duinen (dit zit niet vervat in de bevraging, dus waarderingsfunctie voorzichtig gebruiken)
n, p, q, r	n-, n(y), n+, p, pa, pa-, pi, pi-, pi-(y), pica, pinn, pins, pm, pmb, pmb-, pmb+, pmbn, pmh, pmh+, pmm, pmms, pms, pms-, pmy, pop, pp, pp(y), ppa, ppa-, ppi, ppm, ppmb, ppmb-, ppmh, ppms, ppms-, prus, py, q, qa, qa-, qa+, qb, qb-, qb+, qbyyy, qd, qd-, qe, qe-, qe+, qk, qk-, ql, ql-, qs, qs-, qs+, r, ru, ru-, rud, rud-, rud+	Bos en struweel
s	s(y), sk, sk-, sp, sp-, sp+, sz, sz-, sz(y), sz+	Struweel, doornstruweel of opslag
s	sd, sd-, sdb, sdb-, sdb+, sdz	Duinen (dit zit niet vervat in de bevraging, dus waarderingsfunctie voorzichtig gebruiken)
s	sf, sf-, sf+, sf+qb, so, so-	Bos en struweel
s	sg, sg-, sg+, sgb, sgu, sgu-, sgu+, sgub, sm, sm-, smb	Heide of landduin
t		Open water, riet en moeras
v	va, va-, va+, vc, vc-, vc+, vf, vf-, vf+, vm, vm-, vm?, vm+, vn, vn-, vn+, vo, vo-, vo+, vt, vt-	Bos en struweel
wat water		Open water, riet en moeras

Bron: INBO

Schema: toewijzing natuurtype 'natuurlijk grasland' of 'weiden en akkers' aan percelen die volgens de biologische waarderingskaart 'grasland' zijn (vooral bwk-codes 'h' en enkele codes 'k')



Bron: INBO

BIJLAGE B: OVERZICHT VAN VERSCHILLENDE WAARDEN VAN NATUUR EN LANDSCHAP EN DE HIERVOOR GEBRUIKTE TERMINOLOGIE

In de praktijk maken we een onderscheid tussen 3 soorten waarden: de niet-gebruikswaarde (voor zichzelf en voor anderen) en twee gebruikswaarden: de belevingswaarde en de waarde van de productie- en regulerende diensten.

Soorten waarden naar motivering van belang (1)		Relevantie voor natuurgebieden		Relevantie voor "agrarische, niet- natuurgebieden"
Gebruikswaarde				
direct	1	belevingswaarde van natuurgebieden heeft zowel betrekking op kenmerken van natuurlijkheid van die gebieden als landschappelijke kenmerken; hiertoe moeten gebieden toegankelijk zijn voor de bezoekers van die gebieden	5	belevingswaarde van open, waardevolle of historische landschappen voor de bezoekers van die gebieden
indirect	9	vermeden kosten (voor emissiereducties of herstel) voor "ganse maatschappij" door bijdrage natuurgebied aan watermanagement, waterkwaliteit, luchtkwaliteit, klimaatregeling (regulerende diensten)		
Niet-gebruikswaarde				
bestaans- en legaatwaarde	2	overdrachtswaarde natuur en natuurlijke landschappen, dit is het belang dat mensen hechten aan bescherming natuur, ongeacht toegankelijkheid	6	overdrachtswaarde niet-natuurlijk landschap en historische landschappen (belang dat mensen hechten aan bescherming landschap, ongeacht of het bijv. "zichtbaar" is)
altruïstische waarde	3	belang dat niet-gebruikers hechten aan toegankelijke natuur opdat anderen er kunnen recreëren.	7	belang dat niet-gebruikers hechten aan waardevolle landschappen opdat anderen ervan kunnen genieten
optiewaarde	4	belang om er zelf later van te kunnen genieten in de toekomst	8	belang om er zelf later van te kunnen genieten in de toekomst

(1) Dit onderscheid is gebaseerd op het motief waarom mensen belang hechten aan de beschikbaarheid en bescherming van natuur en landschap, en hiervoor willen betalen, en volgt de terminologie uit de milieu-economie.

Bron: VITO

Motivering voor dit onderscheid:

Op basis van de bevraging zullen kengetallen/functies worden afgeleid die informatie geven over de waarde van 1 tot met 4. De omvang van deze waarden zal mede afhankelijk zijn van hoe waardevol het gebied is dat wordt opgeofferd. Dit hangt af van

de waarden 5 tot en met 8, maar de enquête zal deze waarden niet expliciet meten. Vraag blijft hoe de waarden 1 tot en met 4 van het nieuwe natuurgebied veranderen als het gebied dat wordt opgeofferd zelf ook relevante belevings- en overdrachtswaarden heeft met betrekking tot natuur en voornamelijk landschap.

Categorie 9, vermeden kosten (voor emissiereducties of herstel) hangt samen met de regulerende diensten en worden apart begroot.

BIJLAGE C : INTERNET VERSUS FACE-TO-FACE ENQUÊTES.

Het NOAA-panel stelde in 1993 dat Contingent Valuation enquêtes zoveel mogelijk face-to-face afgenomen zouden moeten worden. Sindsdien is een aantal zaken veranderd. Ten eerste zijn er veel methodologische ontwikkelingen en zijn keuze-experimenten tegenwoordig de state-of-the-art methode voor milieuwaardering. Deze keuze-experimenten verschillen van standaard enquêtes in die zin dat respondenten gedetailleerde en soms lange achtergrondinformatie moeten verwerken, en op basis daarvan weloverwogen keuzes moeten maken. Hiervoor is een methode nodig die respondenten de tijd geeft om de enquête zelf in te vullen (Rolfe, pers.comm.).

In de tweede plaats heeft de ontwikkeling en verspreiding van internet een hoge vlucht genomen. Tegenwoordig is het niet alleen mogelijk om via internet enquêtes af te nemen met een hoge graad van vormgeving, ook is de verspreiding onder de bevolking dusdanig ver dat het mogelijk is representatieve steekproeven te nemen. Uiteraard geldt dit voornamelijk in Westerse landen.

In recente handboeken voor economische waardering van milieugoederen (bijvoorbeeld Champ, 2003) wordt gesteld dat het niet bewezen is dat de ene methode beter is dan de andere. Fleming en Bowden (2009) vergelijken een postenquête met een internet enquête. Hun resultaten wijzen uit dat hun steekproefpopulaties niet significant van elkaar verschillen. Bovendien zijn ook de uitkomsten van de betalingsbereidheid niet significant verschillend. De auteurs concluderen daarom dat het internet een volwaardig en waardevol middel is voor het waarderen van milieugoederen. Vergelijkend onderzoek van Olsen in Denemarken (2007) bevestigt dat er geen verschillen worden gevonden in betalingsbereidheid tussen face-to-face en web-based enquêtes. In Australië wordt zelfs zo min mogelijk gebruik gemaakt van face-to-face enquêtes om de interactie tussen interviewer en respondent te minimaliseren (Rolfe, pers.comm.).

Berrens e.a. (2003) vergelijken telefonische interviews met internet enquêtes en vinden dat er kleine verschillen zijn tussen de steekproefpopulaties: bij de telefonische interviews geven de respondenten een hogere opleiding en inkomen op dan bij de internet enquête. Marta-Pedroso e.a. (2007) vergelijken voor Contingent Valuation de internet enquête met de face-to-face enquête en vinden juist het tegenovergestelde. Desalniettemin concluderen beide auteurs dat er geen reden is om internet enquêtes af te wijzen.

Fleming en Bowden (2009) en Van der Heide e.a. (2008) zetten de voor- en nadelen van internet enquêtes op een rij:

- Kosten: per enquête zijn de kosten van internet enquêtes vaak lager dan die van face-to-face enquêtes. Dit is uiteraard mede afhankelijk van de kosten van het ontwerp van de internetenquête.
- Snelheid en precisie: een webbased bevraging kan vaak snel op internet worden gezet en de dataverzameling is zeer accuraat. Er zijn geen fouten in de verwerking (inkloppen) van data en de data zijn direct toegankelijk en verwerkbaar, hetgeen ook tijd en kosten bespaart.
- Interviewer bias: Bij face-to-face en telefonische enquêtes kan een belangrijke interviewer bias optreden. Hiervan is uiteraard geen sprake bij online bevragingen.
- Continue dataverzameling: er zitten geen beperkingen aan de tijd en het gebied waar de enquête kan worden afgenomen. Telefonische interviews kunnen alleen gehouden worden wanneer mensen thuis zijn.

- Interactieve enquêtes: Internet enquêtes kunnen zeer innovatief en interactief worden vormgegeven, inclusief het gebruik van visuele en zelfs audio stimuli. Bovendien kunnen er waarschuwingen worden ingebouwd op het moment dat een respondent een vraag niet invult; er kan extra informatie in links worden vastgelegd; vragen kunnen gerandomiseerd worden, enz. Post-enquêtes kunnen niet te lang en ingewikkeld zijn, omdat er geen extra uitleg gegeven kan worden.
- Niet-gebruikers van milieugoederen: het is middels internet vooral makkelijk om respondenten te bereiken die een locatie niet bezoeken.
- Vaste steekproefgrootte: het is bij internet enquêtes vaak mogelijk (al dan niet met tussenkomst van een marktonderzoeksbureau) om een vastgestelde steekproefgrootte te behalen.
- Internetverspreiding: Er kan zich een bias voordoen als de steekproefpopulatie niet representatief is voor de gehele bevolking als gevolg van de (te beperkte) verspreiding van internet en de eventuele technische beperkingen die de PC van de respondent heeft.
- Dubbele respons: Het is niet altijd (maar in veel gevallen wel) controleerbaar of een respondent vaker dezelfde enquête invult, of deze alleen invult en niet in samenspraak.

Literatuur:

R. Berrens, A. Bohara, H. Jenkins-Smith, C. Silva and D. Weimer (2003), The advent of Internet surveys for political research: a comparison of telephone and Internet samples, *Political Analysis* **11**, 1–22

P. Champ (2003), Collecting survey data for nonmarket valuation. In: P. Champ, K. Boyle and T. Brown, Editors, *A Primer on Nonmarket Valuation*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 59–98.

Fleming, C.M. & M. Bowden (2009), Web-based surveys as an alternative to traditional mail methods, *Journal of Environmental Management* 90 (1), 284–292

C. Marta-Pedroso, H. Freitas and T. Domingos (2007), Testing for the survey mode effect on contingent valuation data quality: a case study of web based versus in-person interviews, *Ecological Economics* **62**, 388–398.

NOAA (1993), Report of the NOAA panel on contingent valuation, *Federal Register* **58** (10) 4601–4614.

Olsen, S.B. (forthcoming), Internet versus mail: Are stated preferences affected by the mode of sampling in a choice experiment? *UNDERGOING REVIEW AT ENVIRONMENTAL AND RESOURCE ECONOMICS*.

BIJLAGE D: DEFINITIEVE ENQUÊTE ZONDER BEELDEN

De Vlaamse Instelling voor Technologisch Onderzoek (VITO) voert een onafhankelijk onderzoek uit naar de beleving door de Vlamingen van hun leefomgeving. Het onderzoek vindt plaats onder 3000 huishoudens waar u er één van bent. Het doel van het onderzoek is om het belang dat u hecht aan uw leefomgeving beter in kaart te brengen.

Wilt u zo vriendelijk zijn onderstaande vragen zo goed mogelijk in te vullen? Het invullen van de vragenlijst neemt ongeveer 20 - 30 minuten in beslag. Er zijn geen goede of foute antwoorden. U wordt alleen gevraagd naar uw mening.

Uw antwoorden worden strikt vertrouwelijk behandeld.

Voor inhoudelijke vragen kunt u contact opnemen met Inge Liekens, VITO op inge.lieken@vito.be.

A. ALGEMENE VRAGEN OVER BELANG NATUURLANDSCHAPPEN

1. Hoe belangrijk vindt u de volgende onderwerpen?

Rangschik ze naar belangrijkheid met een 1 voor de belangrijkste, een 2 voor de 2de belangrijkste enz. tot en met een 5 voor de minst belangrijke.

- Veiligheid in mijn omgeving
- Werkgelegenheid in mijn regio
- Behoud van natuur en landschappen
- Onderwijs
- Verbetering van sociale zekerheid

2. Waar woont u?

1. Stedelijk gebied: stad, verstedelijkt gebied, veel bebouwing in de omgeving
2. Landelijk gebied: platteland, veel open ruimte in de omgeving
3. Natuurlijk gebied: naast of in een natuurgebied
4. Anders, namelijk...

Natuurlandschappen zijn landschappen die grotendeels bestaan uit natuurlijke elementen zoals bomen, wilde planten, water...Er komen geen industrie en woonzones voor. Landbouw is geen hoofdactiviteit.

3. Hoe vaak bezoekt u natuurlandschappen?

- Nooit
- 1 - 2 keer per jaar
- 4 - 8 keer per jaar
- 1 - 2 keer per maand
- 1 - 2 keer per week
- Dagelijks, ik woon vlakbij een natuurlandschap

4. Als u wel eens een natuurlandschap bezoekt, kunt u aangeven welke activiteiten u daar doet? U kunt meerdere activiteiten aangeven.

1. Wandelen
2. Picknicken/zitten
3. Fietsen
4. Bestuderen van de natuur bijv. vogelkijken
5. Anders, namelijk:

5. Wat vindt u van de aanwezigheid van natuurlandschap in uw omgeving?

1. Er is meer dan voldoende natuurlandschap in mijn omgeving
2. Er is voldoende natuurlandschap in mijn omgeving
3. Er is weinig natuurlandschap in mijn omgeving
4. Er is te weinig natuurlandschap in mijn omgeving
5. Geen mening

B. BEKENDHEID MET VERSCHILLENDE NATUURTYPES

6. In de volgende vragen tonen we u foto's van landschappen in Vlaanderen. U krijgt per landschap twee foto's te zien als voorbeeld van hoe zo'n landschap er uit kan zien. We vragen u aan te geven hoe aantrekkelijk u het type landschap vindt door een gemiddelde score te geven aan de twee uitzichten.

(deze vragen werden gesteld voor 8 verschillende landschapstypen: akker/weiland, historisch landschap, pioniervegetatie, slik en schor, heide en landduin, natuurlijk grasland, bos, open water, riet en moeras. Respondenten kregen de landschappen in willekeurige volgorde)

6a. Hoe aantrekkelijk (mooi) vindt u dit type landschap?

	Volstrekt onaantrekkelijk			Neutraal			Ze er aantrekkelijk
	1	2	3	4	5	6	7
Foto 1	☐	☐	☐	☐	☐	☐	☐

6b. Bent u vertrouwd met dit landschap zijnde <naam type>?.

- Ja
- Neen [ga naar volgende type landschap]

6c. Als dat kon, zou u dan meer <naam type> in uw omgeving wensen?

- ja
- neen
- geen mening

6d. Bezoekt u wel eens een plaats met '<naam type>?'

- Ja
- Neen [ga naar volgende type landschap]

6e. Wat is de naam van het gebied met dit type landschap dat u bezoekt? Als u de naam niet kent, kan u de plaats invullen. Als u meerdere soortgelijke gebieden bezoekt, vul dan dat in dat het belangrijkste voor u is.

1. Naam gebied: Plaats:
2. Weet niet

7. Kunt u van de onderstaande kenmerken aangeven hoe belangrijk zij voor u zijn wanneer u de aantrekkelijkheid van een landschap bepaalt? (voor meer uitleg klik op het woord)

		1: Totaal onbelangrijk	2: Onbelangrijk	3: niet belangrijk niet onbelangrijk	4: belangrijk	5: Heel belangrijk	6: geen mening
Afwisseling in de begroeiing	<i>Mate waarin er begroeiing van verschillende hoogte en dichtheid is (bijv. open ruimte, struiken, bomen) of mate waarin ze bestaat uit verschillende soorten.</i>						
Openheid	<i>Mate waarin u uit kunt kijken over het landschap</i>						
Omvang	<i>Grootte van het natuurlandschap</i>						
Natuurlijkheid	<i>Mate waarin u geen sporen van menselijke aanwezigheid, zoals bebouwing, hekken, omheiningen, aanplantingen, enz.aantreft</i>						
Aanwezigheid van bepaalde dieren							
Aanwezigheid van water							
Toegankelijkheid en recreatiemogelijkheden, zoals wandelen en fietsen							
Aangrenzende omgeving	<i>Mate waarin het natuurlandschap grenst aan andere natuur, industrie, landbouw of stedelijke bebouwing</i>						
Historische waarde	<i>Mate waarin u het ontstaan, het gebruik en de wijzigingen terugziet in het landschap, het feit dat er belangrijke historische gebeurtenissen hebben plaatsgevonden, zoals veldslagen of de mate dat het landschap typisch is voor een bepaalde streek.</i>						
Anders, namelijk							

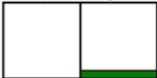
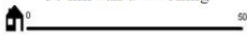
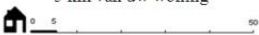
DEEL C. Keuze experiment

Om de leefomgeving van bewoners te verbeteren worden er plannen ontwikkeld om meer natuurlandschappen aan te leggen, ook in uw omgeving. Deze vragenlijst geeft u de mogelijkheid om aan te geven hoe belangrijk u dit vindt en welk natuurlandschap uw voorkeur heeft. Het natuurlandschap zou worden aangelegd in de beschikbare open ruimte die meestal bestaat uit akkers en weilanden. De aanleg van de nieuwe natuur zal niet ten koste gaan van de werkgelegenheid in de landbouw.

Hoe belangrijk is het voor u dat de oppervlakte natuur in Vlaanderen wordt uitgebreid?

1. Totaal onbelangrijk
2. Onbelangrijk
3. Niet belangrijk, niet onbelangrijk (neutraal)
4. Belangrijk
5. Zeer belangrijk
6. Weet niet.

Deze nieuwe natuurlandschappen kunnen op een aantal vlakken verschillen van elkaar. Niet alleen kan het type natuur verschillen per situatie maar ook de omvang van het gebied, de omgeving van het gebied, het aantal soorten planten en dieren, hoe ver het van uw woonplaats ligt, en of het gebied al dan niet toegankelijk is om te wandelen of te fietsen op daarvoor aangelegde paden. Straks krijgt u vragen waarbij gebruikt wordt gemaakt van soortgelijke kaarten als hier onder. We leggen u eerst uit wat de verschillende onderdelen betekenen.

	Scenario A	Scenario B	Huidige situatie C
Natuurtype	Slik en schor 	Bos 	Akker of weiland 
Omvang	10 ha (100m bij 1 km) 	200 ha (2 km bij 1 km) 	-
Nieuw natuurlandschap grenst aan ...	Bestaande industrie 	Bestaande landbouw 	-
Soortenrijkdom	Laag 	Hoog 	-
Toegankelijkheid	Niet toegankelijk 	Toegankelijk 	-
Afstand tot uw woning	50 km van uw woning 	5 km van uw woning 	-
Betaling aan fonds per huishouden per jaar	20 € per jaar	10 € per jaar	0 € per jaar

Uitleg elementen:

A. Natuurtypen: Het nieuwe gebied kan één van de volgende natuurtypes zijn

- a. Pioniersvegetaties: planten die als eerste te voorschijn komen op kale bodem. (foto's en extra uitleg)
- b. Slikken en schorren: zand- en slibplaten die bij vloed onder water staan (slik) en begroeiing die buitendijks langs rivieren ligt en maandelijks overstroomt (schor). (foto's en extra uitleg)
- c. Natuurlijke graslanden: begroeiing met grassen en lage bloemen. (foto's en extra uitleg)
- d. Bos: bomen bepalen het uitzicht maar er komen heel wat andere planten voor (foto's)
- e. Open water, riet en moeras: overgang tussen water en land bij stilstaand open water, plassen en sloten. (foto's en extra uitleg)
- f. Heide en landduinen: Heide bestaat uit dwergstruiken, landduinen uit zandophoping al dan niet met begroeiing van laagblijvende grassen, kruiden en mossen. (foto's en extra uitleg)

In de huidige situatie bestaat de open ruimte voornamelijk uit akker- of weilandgebied. Gebied in gebruik door de landbouw. [toon foto]

In de vervolgvragen zullen wij gebruik maken van de getoonde foto's om deze natuurtypen aan te duiden. De foto's kunnen worden vergroot door er op te klikken.

B. Omvang gebied: Het nieuwe natuurlandschap kan verschillen in omvang.

Om u een idee te geven hoe groot 10 ha of 200 ha is, kan u een oppervlakte aanduiden en de naam van uw gemeente ingeven. Als u dan op 'view map' klikt, kan u de oppervlakte vergelijken met de omvang van uw gemeente. Dit kan u herhalen voor elke oppervlakte.

- a. 200 ha (2 km bij 1 km)
- b. 100 ha (1 km bij 1 km)
- c. 50 ha (500 m bij 1 km)
- d. 10 ha (100 m bij 1 km)

C. Omgeving gebied: Het aan te leggen gebied komt te liggen naast (toon tekeningen)

- a. Bestaande landbouw
- b. Bestaande natuur
- c. Bestaande bebouwing
- d. Bestaande industrie

D. Soortenrijkdom: het aantal soorten en planten in het nieuwe gebied is:

- a. Laag, met enkel algemene soorten
- b. Hoog, met ook zeldzame soorten

E. Toegankelijkheid: in het nieuwe gebied zijn :

- a. aangelegde wandel- en fietspaden aanwezig
- b. geen wandel- of fietspaden aanwezig

F. Afstand tot woonplaats: het nieuwe gebied kan op de volgende afstanden van uw woonplaats worden aangelegd:

- a. 2 km
- b. 5 km
- c. 10 km
- d. 25 km
- e. 50 km

Omschrijving scenario

De aanleg en het onderhoud van deze nieuwe natuurlandschappen kosten geld. Stel dat er een fonds wordt aangelegd, dat enkel zal worden gebruikt voor de financiering van de aanleg en het onderhoud van natuurlandschappen in uw omgeving. Elk gezin in Vlaanderen zal hiervoor dan een jaarlijkse bijdrage betalen, beginnend vanaf 1 januari 2010. Dit fonds financiert de aanleg en het onderhoud van nieuwe natuurlandschappen door de overheid, Natuurpunt vzw of vergelijkbare natuurorganisaties. Het zal ongeveer 2-3 jaar duren voordat deze nieuwe natuurlandschappen ontstaan.

U krijgt nu telkens een vraag met 2 mogelijke toekomstige situaties voorgelegd, waarin de aan te leggen natuurlandschappen en de hierboven vermelde kenmerken steeds van elkaar kunnen verschillen. We laten u eerst een voorbeeld zien. Iedere kolom beschrijft een situatie met een bepaald natuurtype met verschillende kenmerken plus een geldbedrag, variërend van € 10 tot € 150 per jaar. Dit is het extra bedrag dat Vlaamse huishoudens elk jaar zouden moeten betalen voor de aanleg en het toekomstig onderhoud van het natuurlandschap.

Stelt u zich voor dat de situaties op de keuzekaart zich zouden voordoen. De vraag aan u is om aan te geven welke situatie uw voorkeur heeft en of uw gezin bereid is het aangegeven geldbedrag te betalen om de door u gekozen situatie te bereiken. U kunt per kaart maar één alternatief kiezen: één van de twee nieuwe situaties of de huidige situatie. Indien u de huidige situatie kiest, hoeft u niets extra te betalen, maar wordt er geen nieuw natuurlandschap bij u in de buurt aangelegd en blijft de open ruimte akker of weiland. De vraag aan u is om telkens aan te geven welke van de drie situaties (kolommen) uw voorkeur heeft.

Bij deze voorbeeldkaart kunt u dus kiezen tussen:

- A. De aanleg van nieuwe slikken en schorren, 10 ha groot, grenzend aan industrie, met lage soortenrijkdom, zonder paden, op 50 km van uw woning, tegen betaling van 20 € per gezin per jaar
- B. De aanleg van een nieuw bos, 200 ha groot, grenzend aan een bestaande landbouwgrond, met hoge soortenrijkdom, met paden, op 2 km van uw woning, tegen betaling van 10 € per gezin per jaar
- C. Het behoud van de huidige akker en weiland zonder bijdrage aan het fonds

Vooraleer op de vraag te antwoorden, hou er rekening mee dat u elke euro die u uitgeeft aan de aanleg van een nieuw natuurlandschap uiteraard niet meer uit kunt geven aan andere aankopen.

9. Welke situatie heeft uw grootste voorkeur?

- 1. A
- 2. B
- 3. C (indien C krijgen de respondenten volgende vraag)

10. Wat is de belangrijkste reden dat u kiest voor het behoud van de akkers en weilanden?

- 1. Ik wil voor geen van de twee alternatieven de bijhorende bijdrage betalen
- 2. Ik wil wel extra betalen, maar mijn inkomen laat dat niet toe
- 3. Ik spendeer mijn geld liever aan andere dingen
- 4. Ik bezoek nooit natuurlandschappen en wil daarom niet betalen
- 5. Ik betaal al voldoende belastingen
- 6. Ik betaal liever rechtstreeks aan de natuurverenigingen
- 7. Anders, namelijk.....

U krijgt nu achtereenvolgens 6 van deze keuzekaarten te zien. Beeld u telkens de situatie in. Elke kaart is een nieuwe situatie. U start telkens terug van de huidige situatie: geen nieuw natuurlandschap en geen bijdrage aan het fonds.
(de respondenten overlopen nu 6 keuzekaarten met verandering van de attributen, deze kaartenreeksen worden ad random toegekend aan de respondent)

Dit waren alle keuzekaarten. We willen graag weten hoe u de alternatieven tegen elkaar afweegt en uw keuze maakt.

Ik let op het type natuur	altijd vaak zelden nooit
Ik let op omvang	altijd vaak zelden nooit
Ik let op de aangrenzende omgeving	altijd vaak zelden nooit
Ik let op soortenrijkdom	altijd vaak zelden nooit
Ik let op toegankelijkheid	altijd vaak zelden nooit
Ik let op de afstand tot mijn woonplaats	altijd vaak zelden nooit
Ik let op de prijs	altijd vaak zelden nooit

DEEL D. DEMOGRAFISCHE KARAKTERISTIEKEN

Tot slot willen we u graag een aantal vragen stellen over uzelf. We garanderen u dat al uw antwoorden vertrouwelijk worden behandeld, niet ter beschikking worden gesteld aan derden en niet voor andere doeleinden dan voor dit onderzoek worden gebruikt.

1. Bent u een man of een vrouw?
 1. man
 2. vrouw
2. Wat is uw geboortjaar?
.....
3. Wat is uw postcode en woonplaats?
 1. Postcode:
 2. Woonplaats:
 3. straat + nr:
4. Hoeveel personen telt uw gezin (onder hetzelfde dak wonend)?
 1. Personen, waarvan
 - a. Kinderen boven de 18 jaar
 - b. Kinderen onder de 18 jaar
5. Wat is uw hoogst voltooide opleiding?
 1. Basisonderwijs (lagere school)
 2. Middelbaar onderwijs
 3. Hoger onderwijs van het Korte type (bachelor)
 4. Hoger onderwijs van het Lange type (master)
 5. Universitair onderwijs
 6. Anders, namelijk.....
6. Wat is uw huidige werksituatie?
 1. Leerling/student
 2. Werkzoekende
 3. Landbouwer
 4. Zelfstandige
 5. Werknemer (bediende/arbeider)
 6. Pensioen/brugpensioen/arbeidsongeschikt
 7. Huisvrouw/man
 8. Anders, namelijk.....
7. In welke categorie valt het maandelijks netto inkomen (na belastingen) van uw gehele huishouden? (het inkomen van alle gezinsleden samen)?
 1. minder dan €500 per maand
 2. €500-750 per maand
 3. €750-1000 per maand
 4. €1000-1250 per maand
 5. €1250-1500 per maand
 6. €1500-2000 per maand
 7. €2000-2500 per maand
 8. €2500-3000 per maand
 9. €3000-3500 per maand
 10. €3500-4000 per maand
 11. €4000-4500 per maand
 12. meer dan €4500 per maand

8. Bent u onzeker over uw financiële situatie (bijv. behoud van uw job)?

1. Ja, zeer onzeker
2. Ja, een beetje onzeker
3. Neen, niet onzeker

9. Bent u of iemand in uw huishouden lid of donateur van één van volgende milieu- en natuurorganisaties?

1. Natuurpunt, Vereniging voor bos in Vlaanderen, Durme vzw, Limburgs landschap
2. WWF, Greenpeace, Bond Beter leefmilieu, JNM, Centrum voor Natuur- en Milieueducatie, VELT, GAIA, BENEGORA
3. andere,

DEEL E: CONTROLE VRAGEN

1. Hoe duidelijk vond u de beschrijvingen/beelden (keuzekaarten)?

1. helemaal niet duidelijk
2. niet duidelijk
3. niet duidelijk, niet onduidelijk
4. duidelijk
5. zeer duidelijk

Zou u uw antwoord willen toelichten?

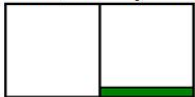
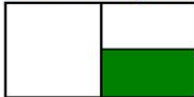
2. Hoe moeilijk vond u het om te kiezen tussen de verschillende kolommen met alternatieven in de keuzekaarten?

1. heel moeilijk
2. moeilijk
3. niet moeilijk, niet makkelijk
4. makkelijk
5. heel makkelijk

Zou u uw antwoord willen toelichten?

Dit is het einde van de enquête. Bedankt voor uw medewerking!

De volgende illustraties van de andere attributen werden gebruikt.

Natuurtype			
Slik en schor 	Bossen 	Heide en landduinen 	Akker en weiland 
Graslanden 	Open water, riet en moeras 	Pioniersvegetatie 	
Omvang van het nieuwe natuurlandschap			
10 ha (100m bij 1 km) 	50 ha (500m bij 1 km) 	100 ha (1km bij 1 km) 	200 ha (2 km bij 1 km) 
Nieuwe natuurlandschap grenst aan...			
Industrie 	Landbouw 	Bebouwing 	Natuur 

Soortenrijkdom		Toegankelijkheid	
Laag 	Hoog 	Geen aangelegde paden 	Aangelegde paden in het gebied 
Afstand tot uw woning			
2 km van uw woning 	5 km van uw woning 	10 km van uw woning 	
25 km van uw woning 	50 km van uw woning 		