

Dynamische modellering van streeflasten voor bossen in Vlaanderen

Jeroen Staelens, Johan Neiryck, Gerrit Genouw, Peter Roskams

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek

Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA

MIRA/2006/03

Mei 2006



Dit rapport verschijnt in de reeks MIRA Ondersteunend Onderzoek van de Vlaamse Milieumaatschappij. Deze reeks bevat resultaten van onderzoek gericht op de wetenschappelijke onderbouwing van het Milieurapport Vlaanderen.

Dit rapport is ook beschikbaar via www.milieurapport.be

Contactadressen:

Vlaamse Milieumaatschappij
Milieurapportering (MIRA)
Van Benedenlaan 34
2800 Mechelen
tel. 015 45 14 66
mira@vmm.be

Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Gaverstraat 4
9500 Geraardsbergen
tel. 054 43 71 11
info@inbo.be

Wijze van citeren:

Staelens J., Neiryck J., Genouw G., Roskams P. 2006. Dynamische modellering van streeflasten voor bossen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2006/03. Rapport INBO.R.2006.12. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Auteurs

Jeroen Staelens, Johan Neiryndck, Gerrit Genouw, Peter Roskams
Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek
Wetenschappelijke instelling van de Vlaamse overheid

Het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO) is ontstaan door de fusie van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer (IBW) en het Instituut voor Natuurbehoud (IN).

Vestiging

INBO Geraardsbergen
www.inbo.be

E-mail

jeroen_staelens@yahoo.com

Wijze van citeren

Staelens J., Neiryndck J., Genouw G., Roskams P. 2006. Dynamische modellering van streeflasten voor bossen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2006/03. Rapport INBO.R.2006.12. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Depotnr

D/2006/3241/149
INBO.R.2006.12
ISSN: 1782-9054

Druk

Managementondersteunende Diensten van de Vlaamse overheid

Trefwoorden

Kritische last, stikstof, streeflast, verzurende depositie, VSD-model, zwavel

Keywords

Acidifying deposition, critical load, nitrogen, sulphur, target load, VSD model

Inhoudsopgave

LIJST MET AFKORTINGEN EN SYMBOLEN	7
1. INLEIDING	9
2. BODEMVERZURING, KRITISCHE LASTEN EN STREEFLASTEN	11
2.1. BODEMVERZURING.....	11
2.1.1. <i>Natuurlijke bodemverzuring</i>	11
2.1.2. <i>Antropogene bodemverzuring</i>	11
2.1.3. <i>Bodemverzuring in Vlaanderen</i>	13
2.2. KRITISCHE LASTEN.....	13
2.3. STREEFLASTEN.....	14
2.3.1. <i>Bodemchemische en biologische respons op depositieverandering</i>	14
2.3.2. <i>Biologische responsmodellen</i>	16
2.3.3. <i>Concept streeflasten</i>	17
3. METHODIEK STREEFLASTEN	19
3.1. LADINGSBALANS.....	19
3.2. STATISCHE MASSABALANSEN.....	20
3.3. KRITISCHE LAST- EN STREEFLASTFUNCTIE.....	22
3.4. DYNAMISCHE MODELLERING.....	24
3.5. EINDIGE BUFFERPROCESSEN.....	25
3.5.1. <i>Kationenuitwisseling</i>	25
3.5.2. <i>Stikstofimmobilisatie</i>	26
3.5.3. <i>Sulfaatadsorptie</i>	27
3.6. CHEMISCHE CRITERIA EN DE KRITISCHE UITSPOELING VAN ANC.....	28
3.6.1. <i>Verband tussen aluminium en protonen in bodemwater</i>	28
3.6.2. <i>Dissociatie van organische zuren</i>	29
3.6.3. <i>Uitspoeling van bicarbonaat</i>	29
3.6.4. <i>Chemische criteria voor verzuring</i>	30
3.6.5. <i>Chemische criteria voor nutriëntstikstof (eutrofiëring)</i>	33
4. SOFTWARE VOOR DYNAMISCHE MODELLERING	35
4.1. BESCHIKBARE DYNAMISCHE MODELLEN.....	35
4.2. GEBRUIKTE DYNAMISCHE MODEL: VSD.....	36
5. GEBRUIKTE INVOERGEGEVENS	39
5.1. RECEPTORPUNTEN.....	39
5.1.1. <i>Algemene beschrijving streeflastproefvlakken</i>	39
5.1.2. <i>Coördinaten proefvlakken</i>	41
5.1.3. <i>Receptorpunten kritische lasten</i>	42
5.2. BODEMPARAMETERS.....	43
5.2.1. <i>Uitmiddelen van bodemdata</i>	43
5.2.2. <i>Vrijstelling van basische kationen door minerale verwerking</i>	44
5.2.3. <i>Kationenuitwisseling</i>	48
5.2.4. <i>(De)nitrificatie</i>	53
5.2.5. <i>Stikstofimmobilisatie</i>	55
5.2.6. <i>Bodemvochtgehalte</i>	58
5.3. ATMOSFERISCHE DEPOSITIE.....	58
5.3.1. <i>Zeezoutcorrectie</i>	58
5.3.2. <i>Depositie van stikstof en zwavel doorheen tijd</i>	59
5.3.3. <i>Depositie van basische kationen en chloride</i>	65
5.4. OPNAME STIKSTOF EN BASISCHE KATIONEN.....	68
5.4.1. <i>Aanwas</i>	68
5.4.2. <i>Soortelijk gewicht</i>	69
5.4.3. <i>Elementengehaltes in hout</i>	70
5.5. DRAINAGEFLUX ONDER DE WORTELZONE.....	71
5.5.1. <i>Neerslag</i>	72

5.5.2.	<i>Interceptie</i>	72
5.5.3.	<i>Actuele evapotranspiratie</i>	74
5.6.	KRITISCHE UITSPOELING VAN ANC	76
5.6.1.	<i>Chemisch criterium</i>	76
5.6.2.	<i>Verband tussen protonen en aluminium in het bodemwater</i>	76
5.6.3.	<i>Dissociatie organische zuren</i>	80
5.6.4.	<i>Bicarbonaat</i>	81
5.7.	OVERZICHT INVOERGEGEVENS	81
6.	RESULTATEN EN BESPREKING	85
6.1.	INTENSIEF BEMONSTERDE LEVEL II PROEFVLAKKEN	85
6.1.1.	<i>Gemeten bodemwaterconcentraties</i>	85
6.1.2.	<i>Voorspelde bodemwaterconcentraties</i>	86
6.1.3.	<i>Calciumbudget</i>	97
6.2.	KRITISCHE LASTEN	98
6.2.1.	<i>Kritische lasten voor verschillende datasets</i>	98
6.2.2.	<i>Herziene kritische lasten</i>	101
6.3.	STREEFLASTEN VOOR VERZURING	105
6.3.1.	<i>Status voor dynamische modellering</i>	106
6.3.2.	<i>Streeflasten i.f.v. het doeljaar</i>	107
6.3.3.	<i>Streeflasten i.f.v. het bos- en bodemtype</i>	110
6.4.	GEVOELIGHEIDSANALYSE	114
6.4.1.	<i>Invoervariabelen kritische- en streeflasten</i>	114
6.4.2.	<i>Invoervariabelen streeflasten</i>	120
6.4.3.	<i>Chemisch criterium</i>	123
6.5.	OVERSCHRIJDINGEN	124
6.5.1.	<i>Overschrijding van kritische lasten voor nutriëntstikstof</i>	124
6.5.2.	<i>Overschrijding van kritische- en streeflastfuncties voor verzuring</i>	125
7.	EINDBESPREKING EN MOGELIJKHEDEN VOOR VERDER ONDERZOEK	133
7.1.	KRITISCHE LASTEN EN STREEFLASTEN VOOR VERZURING VOOR BOS	133
7.2.	STREEFLASTEN VOOR VERZURING VOOR HEIDE EN GRASLAND	135
7.3.	KRITISCHE LASTEN EN STREEFLASTEN VOOR NUTRIËNTSTIKSTOF	137
	SAMENVATTING	139
	ABSTRACT	140
	REFERENTIES	141
	BIJLAGE 1: PROEFVLAKKEN	149
	BIJLAGE 2: STREEFLASTEN VIA OPS-DEPOSITIETIJDREEKSEN	151
	BIJLAGE 3: BODEMWATERCONCENTRATIES	153
	BIJLAGE 4: KRITISCHE LASTEN EN STREEFLASTEN	155

Lijst met afkortingen en symbolen

$Ac(pot)_{dep}$	Potentieel verzurende depositie
Al:Bc-criterium	Kritische verhouding van de concentratie aan aluminium (Al) t.o.v. basische kationen (Bc) in het uitspoelingswater onder de wortelzone
$ANC_{le,crit}$	Kritische uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit
BC	Zogenaemde 'basische kationen' (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+})
Bc	Basische kationen (BC) zonder Na^+ (K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+})
Bc_{dep}	Totale atmosferische depositie van basische kationen (Bc)
Bc_u	Netto-groeiopname van basische kationen (Bc)
BC_w	Verwerking van basische kationen (BC)
CCE	<i>Coordination Center for Effects</i>
CEC	Kationenuitwisselingscapaciteit
CL	Kritische last (<i>critical load</i>)
$CL_{max}(N)$	Maximale kritische last voor verzurende stikstof
$CL_{min}(N)$	Minimale kritische last voor verzurende stikstof
$CL_{nut}(N)$	Kritische last voor nutriëntstikstof
$CL_{max}(S)$	Maximale kritische last voor zwavel
CLF	Kritische lastfunctie voor verzuring
Cl_{dep}	Totale atmosferische depositie van chloride
CN_{max}	Maximale C/N-verhouding bovenste bodemlaag (+ FH-laag)
CN_{min}	Minimale C/N-verhouding bovenste bodemlaag (+ FH-laag)
DDT	Tijdsvertraging voor schade (<i>Damage Delay Time</i>)
DOC	Opgeloste organische koolstof
DVc	Depositie volgens doorval- en stamafvloeiingen gecorrigeerd voor kroonuitwisselingsprocessen
E_{Bc}	Basenverzadiging
EMEP	Europesees depositiemodel (<i>Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe</i>)
ET_a	Actuele evapotranspiratie
Ex	Overschrijding (<i>exceedance</i>) van een kritische last, kritische lastfunctie of streeflastfunctie
expAl	Exponent Al-H verband (= a)
f_{de}	Denitrificatiefractie
lgk_{AlBc}	Logaritme van uitwisselingsconstante Al-Bc
$lgK_{Al_{lox}}$	Logaritme van evenwichtsconstante Al-H-verband (= $-pK_{Al_{lox}}$)
lgk_{HBc}	Logaritme van uitwisselingsconstante H-Bc
LRTAP Conventie	Conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging (<i>Convention on Long-range Transboundary Air Pollution</i>)
m·DOC	Concentratie aan dissocierbare organische anionen
Na_{dep}	Totale atmosferische depositie van natrium
N_{dep}	Totale atmosferische depositie van stikstof
NH_x	Gereduceerde stikstof (NH_3 en NH_4^+)
$N_{i,acc}$	Aanvaardbare (tijdsonafhankelijke) stikstofimmobilisatie in bodem
$NO_{3le,acc}$	Aanvaardbare nitraatuitspoeling onder de wortelzone
NO_y	Geoxideerde stikstof (NO , NO_2 , NO_3^- , HNO_3 , ...)
N_u	Netto-groeiopname van stikstof
OPS	Vlaamse depositiemodel (Operationeel Prioritaire Stoffen model)
pCO_2	Factor partiele CO_2 -druk in de bodem

pK_1	Dissociatieconstante organische anionen
Q	Hoeveelheid drainagewater onder de wortelzone
RDT	Tijdsvertraging voor herstel (<i>Recovery Delay Time</i>)
S_{dep}	Totale atmosferische depositie van zwavel
SMB	Eenvoudige massabalans (<i>Simple Mass Balance</i>)
SO_x	SO_4^{2-} en SO_2
TL	Streeflast (<i>target load</i>)
$TL_{max}(N)$	Maximale streeflast voor verzurende stikstof voor een bepaald doeljaar
$TL_{max}(S)$	Maximale streeflast voor zwavel voor een bepaald doeljaar
TLF	Streeflastfunctie voor verzuring
VSD	<i>Very Simple Dynamic</i> model
z	Bodemdikte
θ	Bodemvochtgehalte
ρ	Bulkdichtheid bodem

1. Inleiding

In het kader van de Conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging (UNECE LRTAP *Convention*) wordt de gevoeligheid van ecosystemen voor verzurende en vermes-tende deposities bepaald op basis van het concept ‘kritische lasten’. Deze methodiek werd recent uitgebreid met een dynamische modellering voor de bepaling van zogenoemde ‘streeflasten’. De berekening van kritische lasten en streeflasten wordt gecoördineerd door het *Coordination Center for Effects* (CCE) in opdracht van *ICP Modelling and Mapping*, wat één van de zes Internationale Cooperatieve Programma’s is van de *Working Group on Effects* van de Conventie LRTAP.

Een kritische last (*critical load*) wordt algemeen gedefinieerd als een “kwantitatieve schatting van een blootstelling aan één of meerdere pollutanten waaronder geen significante schadelijke effecten optreden aan bepaalde gevoelige milieureceptoren volgens de huidige kennis” (UBA, 2004). Deze definitie is toepasbaar op verschillende receptoren, zoals terrestrische of aquatische ecosystemen of de menselijke gezondheid, maar wordt meestal gebruikt om de lange-termijn effecten van atmosferische deposities op ecosystemen te schatten. De kritische last voor verzuring wordt dan ook gedefinieerd als “de hoogste depositie van verzurende componenten die geen chemische verandering veroorzaakt die op termijn leidt tot schadelijke effecten op het functioneren en de structuur van ecosystemen” (Nilsson en Grennfelt, 1988). Kritische lasten worden bepaald op basis van een statische massabalans, waarbij het aanvaardbare lange-termijn niveau van atmosferische depositie berekend wordt voor een ecosysteem dat in evenwicht is met de depositie (*steady state*). In Vlaanderen werden kritische lasten bepaald voor de verzurende en eutrofiërende effecten van stikstof- en zwaveldepositie voor bosccosystemen (Craenen *et al.*, 1996, 2000; Langouche *et al.*, 2001), heidegebieden en soortenrijk grasland (Meykens en Vereecken, 2001).

De statische massabalans die gebruikt wordt om kritische lasten te bepalen brengt enkel lange-termijn processen in rekening. Processen met een eindige buffercapaciteit zoals kationenuitwisseling, sulfaatdesorptie en stikstofimmobilisatie worden niet in rekening gebracht omdat ze het lange-termijn evenwicht niet beïnvloeden, maar enkel de tijd die nodig is om dit evenwicht te bereiken. Door de bufferende activiteit van korte-termijn processen ontstaat echter een tijdsverschuiving tussen het overschrijden van de kritische last en het schenden van de corresponderende chemische limiet in de bodem. Omgekeerd zorgen deze korte-termijn processen voor een vertraging van bodemherstel na verzuring wanneer de atmosferische verzurende depositie verlaagt. Om de reactie van de chemische samenstelling van de bodem op een verlaagde aanvoer van stikstof en zwavel te bepalen zijn dynamische modellen noodzakelijk. Deze dynamische benadering van bodemverzuring wordt gebruikt om depositiestreeflasten te bepalen. Een streeflast (*target load*) wordt hierbij gedefinieerd als “het maximum toelaatbare depositieniveau waarbij een vooropgestelde bodemchemische status gerespecteerd wordt in het ecosysteem vanaf een bepaald doeljaar”. Net zoals voor kritische lasten wordt op Europees niveau een gestandaardiseerde aanpak voorgesteld om streeflasten en streeflastfuncties te berekenen (UBA, 2004). De doelstelling van dit rapport is streeflasten voor verzuring te bepalen voor een representatief aantal bossen in Vlaanderen. Dit laat toe om een vernieuwde lange-termijn doelstelling voor verzurende depositie te formuleren. De resultaten van dit onderzoek zullen gerapporteerd worden aan de *Working Group on Effects*, zodat ook voor Vlaanderen geactualiseerde informatie wordt gebruikt in de effectgerichte benadering voor herzieningen van de emissiereductieprotocollen onder de Conventie van Genève.

2. Bodemverzuring, kritische lasten en streeflasten

2.1. Bodemverzuring

Een bodem verzuurt wanneer het zuurbufferende vermogen van de bodem vermindert en het aandeel van kalium, calcium, en magnesium op het klei-humus-uitwisselingscomplex vermindert ten nadele van aluminium en protonen (Ulrich, 1983). Bodemverzuring is zowel het gevolg van antropogene als natuurlijke processen (Bredemeier *et al.*, 1990). Onder de in onze streken heersende klimatologische omstandigheden zijn bodemverzuring en uitspoeling van voedingsstoffen natuurlijk optredende processen. Menselijke activiteiten zoals houtwinning of strooiselroof kunnen bodemverzuring echter versnellen. De laatste decennia is ook ongerustheid gerezen over de nadelige gevolgen van atmosferische deposities van zwavel- en stikstofverbindingen op de structuur en het functioneren van natuurlijke ecosystemen (Ulrich, 1983; Schulze, 1989; Alewell *et al.*, 2000).

2.1.1. Natuurlijke bodemverzuring

Natuurlijke bodemverzuring is te wijten aan bodemvormende processen zoals podzolizatie, aan de afbraak van organisch materiaal en aan de opname van kationen door de vegetatie. Doordat de neerslaghoeveelheid in de gematigde streken groter is dan het waterverbruik van vegetaties vindt een netto neerwaartse waterstroming plaats met uitloging van voedingsstoffen. De natuurlijke bodemvormende processen leiden bij neerslagoverschot dus tot bodemverzuring (De Coninck en Van Ranst, 1997). In bodems met een voldoende hoge minerale verwerking kan dit natuurlijke verlies aan basische kationen van het uitwisselingscomplex geheel of gedeeltelijk gecompenseerd worden.

Wanneer meer kationen dan anionen opgenomen worden in een bepaald compartiment van het ecosysteem (bv. in de plantenbiomassa) wordt de ladingsbalans behouden door de afgifte van protonen (H_3O^+ of H^+) door dat compartiment, wat leidt tot verzuring van het ontvangende medium. Analoog gaat de opname van anionen, zoals nitraat en sulfaat, gepaard met een equivalente opname van H^+ . In onverstoorde omstandigheden is de opname van nutriënten bij de opbouw van biomassa gelijk aan de afgifte van nutriënten bij de daaropvolgende mineralisatie van biomassa (Bredemeier, 1987), waardoor de productie en consumptie van H^+ gecompenseerd worden. Als de door de vegetatie opgenomen kationen niet afkomstig zijn van afgebroken organisch materiaal, maar van het bodemuitwisselingscomplex of van atmosferische depositie, leidt kationenopname wel tot een netto H^+ -toename in de bodemoplossing. Analoog resulteert de opname van nitraat en sulfaat afkomstig van atmosferische depositie in een netto H^+ -afname in de bodemoplossing. Ook bij de afbraak van organisch materiaal worden zuren gevormd. De organische colloïden die de humuslaag vormen zijn polyzuren met uiteenlopende sterkte ($\text{pK}_a = 3.6$ tot 8). Deze dissociatie van zwakke zuren draagt vaak significant bij tot de interne protonenproductie in Europese bosbestanden (Forsius *et al.*, 2005).

2.1.2. Antropogene bodemverzuring

Naast natuurlijke verzuring onderscheiden we ook antropogeen gestuurde bodemverzuring. De belangrijkste antropogene oorzaak voor bodemverzuring is de aanvoer van SO_x , NO_y , en potentieel verzurende gereduceerde N-componenten (NH_x). De depositie van potentieel verzurende componenten kan in eerste instantie gedefinieerd worden als (UBA, 2004):

$$Ac_1(pot)_{dep} = SO_{x,dep} + NO_{y,dep} + NH_{x,dep} = S_{dep} + N_{dep} \quad (2.1)$$

De term ‘potentieel’ slaat op het feit dat gereduceerde N-componenten (NH_x , i.e. NH_3 en NH_4^+) pas verzurend werken na microbiële transformatie (nitrificatie), waarbij nitraat en één of twee protonen worden vrijgesteld, vertrekkend van respectievelijk NH_3 of NH_4^+ . Deze protonen kunnen basische kationen verdringen van het uitwisselingscomplex, die dan uitspoelen onder de wortelzone met het mobiele nitraat als balancerende anion. Bijgevolg draagt nitrificatie bij aan de verzuring van de bodem en bodemoplossing door de productie van H^+ en van een mobiel, uitspoelbaar anion. Door de sterke afname van zwavelemissies en -deposities tijdens de laatste decennia, is het belang van N voor bodemverzuring gestegen. Het netto-verzurende effect van N-processen neemt hierbij toe met toenemende N-depositie (Forsius *et al.*, 2005). Niettemin blijft sulfaat een belangrijke bron van actuele bodemverzuring door de desorptie van geadsorbeerd bodemsulfaat.

Het is noodzakelijk consistent te blijven bij het bepalen van verzurende depositie. Als op het niveau van een individuele locatie de H^+ -depositie apart bepaald wordt, dient de aanvoer van NH_4^+ (max. 2 eq H^+ per mol) onderscheiden te worden van de aanvoer van NH_3 (max. 1 eq H^+ per mol). Hetzelfde geldt voor SO_2 (2 eq H^+ per mol) en SO_4^{2-} (0 eq H^+ per mol). Op regionale schaal kan dit onderscheid verwaarloosd worden, aangezien de emissie en depositie van 1 mol SO_2 en 2 mol NH_3 dezelfde potentieel verzurende depositie opleveren als de depositie van 1 mol van hun reactieproduct $(NH_4)_2SO_4$, nl. 4 eq. In het vervolg wordt dus aangenomen dat 1 mol SO_x 2 mol H^+ vormt, en dat 1 mol NO_y en NH_x elk 1 mol H^+ vormen (UBA, 2004).

In een meer volledige definitie van potentieel verzurende depositie wordt de depositie van de anionen van de sterke zuren en van ammonium gecorrigeerd voor het neutraliserende effect van de zogenoemde basische kationen ($BC = Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$):

$$Ac_2(pot)_{dep} = S_{dep} + N_{dep} + Cl_{dep} - BC_{dep} \quad (2.2)$$

De potentieel verzurende depositie kan tenslotte ook gecorrigeerd worden voor de aanvoer van componenten afkomstig van mariene oorsprong (zeezout-aërosol):

$$Ac_3(pot)_{dep} = S_{dep}^* + N_{dep} + Cl_{dep}^* - BC_{dep}^* \quad (2.3)$$

waarbij * staat voor de zeezoutgecorrigeerde atmosferische depositie van een component (zie 5.3.1).

De aanvoer van N en S heeft niet enkel een rechtstreekse invloed heeft op bodemverzuring. De ‘natuurlijke’ protonenproductie door interne processen neemt immers toe als gevolg van de aanvoer van externe verzurende elementen. Overmatige stikstofdepositie kan leiden tot een geleidelijke verhoging van het N-gehalte in planten en de bodem en resulteren in veranderingen in de N-cyclus (Aber *et al.*, 1989). Meer stikstof verlaagt de C/N-verhouding van de strooisellaag, wat initieel de strooiselafbraak versnelt maar op termijn voor een minder volledige afbraak kan zorgen. Ook de negatieve effecten van verzuring op bodemorganismen (bv. regenwormen) zorgen voor een dikkere humuslaag, waaruit meer organische zuren vrijgesteld kunnen worden (De Coninck en Van Ranst, 1997). Door een overmaat aan NH_4^+ in de bodemoplossing kan de natuurlijke verhouding van NH_4^+/NO_3^- -opname veranderen ten gunste van NH_4^+ , wat de interne protonproductie verhoogt (Bredemeier, 1987). Antropogene verzuring wordt tenslotte ook veroorzaakt door de verwijdering van biomassa uit het ecosysteem. Doordat vegetatie meer kationen dan anionen opneemt zorgt exploitatie immers

voor een netto toename aan zuurheid in de bodem (Watmough en Dillon, 2003). In bossen kan vooral de oogst van volledige bomen leiden tot uitputting van de bodemvoorraad aan basische kationen (Akselsson *et al.*, 2005), aangezien de nutriëntengehaltes in takken en bladeren hoger zijn dan in stammen. Tenslotte kan nog opgemerkt worden dat ook de eeuwenlange traditie van strooiselroof en hakhoutexploitatie nadelige effecten heeft gehad op de buffercapaciteit van bosbodems. Met het strooisel worden immers ook de voedingsstoffen uit het ecosysteem verwijderd, waardoor de van nature al lage bufferingscapaciteit van zandige bodems nog is afgenomen. Ook het frequent verwijderen van staakhout bij hakhoutexploitatie verwijdert relatief veel voedingsstoffen uit het systeem.

2.1.3. Bodemverzuring in Vlaanderen

De natuurlijke zuurproductie in bosccosystemen is niet rechtstreeks te bepalen, maar wordt op basis van input-outputbudgetten geschat op 0.1 tot 0.9 kmol ha⁻¹ jaar⁻¹ (de Vries and Breeuwsma, 1985). De gemiddelde depositie van ammonium, nitraat, en sulfaat in Vlaanderen werd in 2002 geschat op 4.5 kmol ha⁻¹ jaar⁻¹, waarvan respectievelijk 2.0, 1.3, en 1.2 keq ha⁻¹ jaar⁻¹ afkomstig was van NH_x, NO_y, en SO_x (MIRA-T, 2004). Ondanks de onzekerheid op de kwantificering van de interne en externe zuurproductie, blijkt uit deze gegevens dat de bijdrage van antropogene verzuring in Vlaanderen belangrijker is dan die van de natuurlijke verzuring.

Verschillende studies hebben dan ook een toegenomen bodemverzuring aangetoond in Vlaanderen of gewezen op de nadelige gevolgen van hoge verzurende deposities op (semi-) natuurlijke ecosystemen. Een significante daling van de pH van zandige bosbodems in Vlaanderen werd vastgesteld tussen 1950/65 en 1985 (Ronse *et al.*, 1988) en tussen 1985 en 2000 (De Schrijver *et al.*, 2006). Ook Van Ranst *et al.* (2002) concludeerden dat de actuele verzurende depositie omwille van de beperkte zuurneutraliserende capaciteit van Pleistocene bodems kan leiden tot een overmaat van Al in de bodemoplossing, met een risico op Al-toxiciteit en Al-verzadiging van het bodemuitwisselingscomplex als gevolg. Hoewel de verzurende depositie van N- en S-componenten ook in Vlaanderen is afgenomen, heeft dit nog niet geleid tot een verbetering van de zuurneutraliserende capaciteit van het bodemwater onder naaldbossen in Ravels en Brasschaat (Neiryneck *et al.*, 2002).

2.2. Kritische lasten

Kritische lasten hebben als doel om een chemisch criterium (kritische grens) te verbinden met de maximale depositie waaronder geen significant schadelijke effecten plaatsvinden op bepaalde gevoelige elementen van het ecosysteem (UBA, 2004). In de meeste gevallen is het 'gevoelig ecosysteem-element' van biologische aard, zoals de vitaliteit van bomen of de soortensamenstelling van heide, en het gebruikte criterium zou bijgevolg ook een biologisch criterium moeten zijn. Bruikbare modellen die de verstoringketen beschrijven van depositie tot biologische impact zijn echter niet beschikbaar voor veralgemeende, regionale toepassingen. Dit heeft als gevolg dat kritische lasten bepaald worden op basis van chemische criteria. De link naar biologische effecten bestaat dan uit de (empirische) relatie tussen de gebruikte chemische limiet en de biologische impact.

Kritische lasten worden berekend door een vereenvoudigde voorstelling van de aanvoer en afvoer van de belangrijkste ionen in de bodemoplossing, de *Simple Mass Balance* (SMB). Deze SMB-vergelijking beschrijft een *steady state* situatie waarbij een ecosysteem in

evenwicht is en de aanvoer van verzurende stoffen gecompenseerd wordt door de aanvoer van alkaliniteit en/of de export van verzurende stoffen. Door vereenvoudigde massabalansen op te stellen voor elk element wordt de uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit (ANC) beschreven als een functie van de verzurende atmosferische depositie. De aanvaardbare, maximale N- en S-depositie, i.e. de kritische last voor verzuring, wordt berekend door een limietwaarde op te leggen aan de uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit ($ANC_{le,crit}$). Deze kritische uitspoeling $ANC_{le,crit}$ wordt bepaald op basis van een kritische waarde van een bodemchemisch criterium dat beschouwd wordt als indicator voor een biologische respons.

De definitie van kritische last houdt in dat de kritische last afhangt van de keuze van het gevoelige element van het ecosysteem, het chemische criterium en de kritische waarde van dit criterium. In kritische last-berekeningen wordt algemeen wortelschade gebruikt als indicator voor bosvitaliteit, en de verhouding van de concentratie van aluminium en basische kationen in de bodemwateroplossing (Al:Bc-verhouding) als chemisch criterium (Hettelingh *et al.*, 2004). Als indicator voor bodemkwaliteit wordt vaak de hoeveelheid Al-(hydr)oxiden gebruikt, hoewel dit bodems met een hoge basenverzadigingsgraad niet beschermt tegen een vermindering van uitwisselbare basische kationen en verzuring (van der Salm en de Vries, 2001, Holmberg *et al.* 2001). Hoewel eindige bufferprocessen geen impact hebben op het niveau van de kritische last, worden ze er wel door beïnvloed. De inkomende zuurheid wordt gebufferd door uitwisselingsreacties met de bodemmatrix, waardoor het uitwisselings-complex op termijn kan uitgeput worden. Hierdoor kan onder de kritische last, afhankelijk van de bodemeigenschappen, een basenverzadiging bereikt worden die lager is dan wenselijk.

2.3. Streeflasten

Kritische lasten zijn gebaseerd op een veronderstelde evenwichtssituatie. Veel ecosystemen zijn echter niet in evenwicht met het huidige depositieniveau. Het effect van verzurende en vermestende atmosferische depositie op indicatororganismen is immers onderhevig aan tijdsvertragingen. Biogeochemische processen kunnen de chemische respons van de bodem op depositieveranderingen immers vertragen, terwijl biologische processen de respons van indicator-organismen op bodemchemische veranderingen verder vertragen.

2.3.1. Bodemchemische en biologische respons op depositieverandering

Wanneer kritische lasten vergeleken worden met actuele depositieniveaus zijn twee situaties mogelijk: de depositie is lager of hoger dan de kritische last. Als de kritische last niet wordt overschreden is er geen depositiereductie nodig. Als de kritische last wel wordt overschreden, is er per definitie een verhoogd risico op schade aan het ecosysteem, en is een depositiereductie noodzakelijk. Kritische lasten fungeren dus als een risico-indicator zolang er overschrijding is. Er wordt echter vaak verondersteld dat het reduceren van de depositie tot op (of onder) het niveau van de kritische last onmiddellijk het risico op schadelijke effecten opheft, m.a.w. dat de bodemchemische parameter (zoals de Al:Bc verhouding) die de kritische last in een effect vertaalt onmiddellijk een aanvaardbare waarde bereikt, en dat ook het biologisch herstel onmiddellijk plaatsvindt.

De reactie van bodems op depositieveranderingen, en in het bijzonder van de vaste bodemfase, wordt echter vertraagd door (eindige) buffers, waarvan de kationenuitwisselingscapaciteit de belangrijkste is. Buffermechanismen kunnen het bereiken van een kritische chemische parameter vertragen, en het kan decennia tot zelfs eeuwen duren vooraleer een

evenwichtssituatie (*steady state*) is bereikt. Om de tijd te schatten waarin een bepaalde bodemchemische toestand bereikt wordt in reactie op een depositieverandering is dynamische modellering noodzakelijk. Naast deze vertraging in bodemchemisch herstel kan ook een vertraging in biologisch herstel verwacht worden.

Fig. 2.1 vat het mogelijke tijdsverloop samen van een bodemchemische en een biologische variabele in respons op een ‘typisch’ scenario van atmosferische depositie (UBA, 2004).

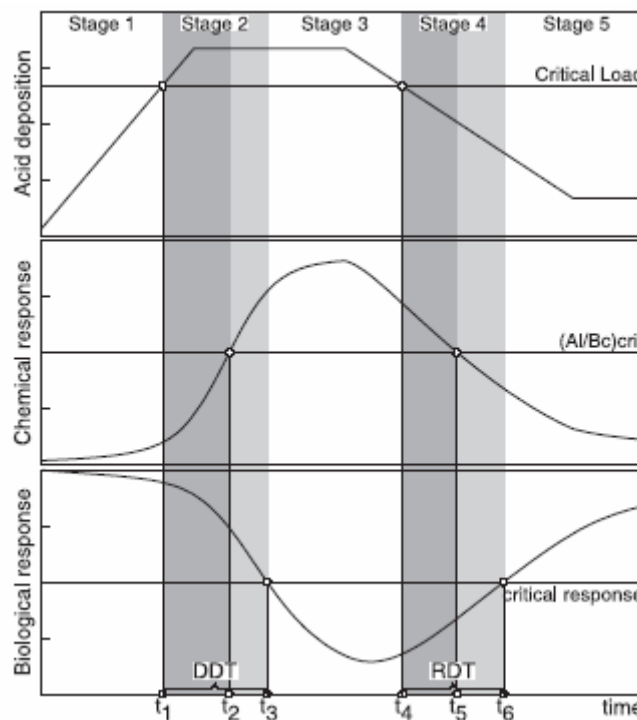


Fig. 2.1. ‘Typisch’ tijdsverloop van depositie (boven), een bodemchemische variabele (midden) en een overeenkomstige biologische respons (onder). De horizontale lijnen tonen de kritische waarden voor de chemische en biologische variabelen en de hiervan afgeleide kritische last. De vertraging tussen het (niet-)overschrijden van de kritische last, het (niet-)schenden van het kritische chemische criterium en de kritische biologische respons zijn weergegeven d.m.v. grijze balken, en illustreren de tijdsvertraging voor schade (*Damage Delay Time*, DDT) en de tijdsvertraging voor herstel (*Recovery Delay Time*, RDT) van het systeem. Bron: UBA, 2004.

- Fase 1: De depositie is lager dan de kritische last (CL) en de chemische en biologische variabelen overschrijden de respectievelijke criteria niet. Zolang de depositie onder de CL blijft, is dit de ‘ideale’ situatie.
- Fase 2: De depositie overschrijdt de CL, maar de chemische en biologische variabelen zijn lager dan hun kritische waarde. Er is nog geen risico voor schadelijke effecten, aangezien er een vertraging plaatsvindt vooraleer de criteria geschonden zijn. De tijd tussen de eerste overschrijding van de CL en de eerste schending van het biologische criterium (het eerste optreden van schade) noemen we de tijdsvertraging voor schade, of de *Damage Delay Time* ($DDT = t_3 - t_1$).
- Fase 3: De depositie overschrijdt de CL, en zowel de chemische als biologische criteria zijn geschonden. Er zijn maatregelen nodig om een (verdere) achteruitgang van het ecosysteem te voorkomen.

- Fase 4: De depositie is lager dan de CL, maar aangezien zowel de chemische als biologische criteria nog steeds geschonden zijn, is er nog geen sprake van herstel. De tijd tussen het tijdstip van niet-overschrijden van de kritische last en het daaropvolgende niet-schenden van de chemische en biologische criteria noemen we de tijdsvertraging voor herstel, of de *Recovery Delay Time* ($RDT = t_6 - t_4$).
- Fase 5: Deze fase is gelijkaardig aan fase 1. De depositie is lager dan de kritische last (CL) en de chemische en biologische variabelen criteria worden niet geschonden. Pas in dit stadium kan over volledig herstel van het ecosysteem gesproken worden.

Fase 2 en 4 kunnen opgesplitst worden in twee deelfases: chemische tijdsvertraging ($DDT_c = t_2 - t_1$ en $RDT_c = t_5 - t_4$; donkergrijs in de figuur) en bijkomende biologische tijdsvertraging ($DDT_b = t_3 - t_2$ en $RDT_b = t_6 - t_5$; licht grijs). Door het gebrek aan operationele biologische responsmodellen (zie 2.3.2). worden tijdsvertragingen voor schade en herstel gebruikt die enkel verwijzen naar chemische variabelen. Bodemchemisch herstel wordt dan gebruikt als surrogaat voor volledig ecosysteemherstel.

2.3.2. Biologische responsmodellen

Net zoals er tijdsvertragingen optreden tussen veranderingen in atmosferische depositie en veranderingen in de chemische bodemwatersamenstelling, zijn er vertragingen tussen bodemchemische veranderingen en biologische veranderingen. De biologische respons op chemische wijzigingen wordt over het algemeen echter niet beschouwd door dynamische verzuringsmodellen. Nochtans worden vegetatiewijzigingen voornamelijk veroorzaakt door een verandering in de N-cyclus, in het bijzonder van de N-mineralisatie. Ook de toename in biotische stressfactoren (bv. insectenplagen) kan vegetatiewijzigingen stimuleren. Dynamische bodem-vegetatiemodellen die ook dergelijke processen beschrijven vormen dus principieel een betere wetenschappelijke basis om kritische lasten en streeflasten te bepalen.

De handleiding (UBA, 2004) vermeldt enkele voorbeelden van bodem-vegetatiemodellen voor heide en bos. Voor heidevegetatie bestaan de modellen CALLUNA (Heil en Bobbink, 1993) voor droge heide en ERICA (Berendse, 1988) voor natte heide. Het model CALLUNA integreert N-processen via atmosferische depositie, accumulatie, en verwijdering door plaggen met het uitbreken van heidekever-plagen en competitie tussen soorten om kritische N-lasten voor droge heide te bepalen. Het natte-heide model ERICA omvat de competitie tussen *Erica* en *Molinia*, de strooiselproductie van beide soorten, en N-fluxen via depositie, accumulatie, mineralisatie, uitspoeling en begrazing.

Voor bosccosystemen bestaan bodem-vegetatie(-atmosfeer) modellen die boomgroei berekenen in respons op veranderingen in atmosferische depositie en andere milieuvariabelen, zoals meteorologische parameters (neerslag, temperatuur) en de atmosferische CO₂-concentratie. Voorbeelden hiervan zijn de modellen NAP (Van Oene, 1992), ForSVA (Oja *et al.*, 1995) en Hybrid (Friend *et al.*, 1997). Het NAP-model bestaat uit een boomgroei-model gebaseerd op het concept van nutriëntenproductiviteit in combinatie met de simulatie van voor verzuring belangrijke bodemprocessen (Van Oene, 1992), en werd ondermeer gevalideerd voor het Solling-fijnsparbestand (Van Oene en Agren, 1995). ForSVA beschrijft de primaire productie en nutriënten-cyclus in combinatie met andere deelmodellen, en werd o.a. getest in drie loofbosbestanden in Noord-Amerika (Oja en Arp, 1997). Het Hybrid model simuleert de dagelijkse cyclus van koolstof, stikstof en water in de biosfeer en tussen de biosfeer en de atmosfeer.

Met betrekking tot de soortendiversiteit in terrestrische ecosystemen bestaan veel minder tijdsdynamische modellen. Tot nu toe werden vooral (statische) relaties opgesteld tussen de soortendiversiteit van ecosystemen en bepaalde abiotische omstandigheden die het gevolg zijn van verzuring en vermisting. Een voorbeeld hiervan is het vegetatiemodel MOVE (Latour en Reiling, 1993) dat de kans op voorkomen van plantensoorten voorspelt in respons op scenario's voor verzuring, vermisting en verdroging. De bodeminput voor MOVE is afkomstig van SMART2 (een uitbreiding op SMART, hoofdstuk 4), waarin veranderingen in bodem-pH, N-beschikbaarheid en vochtgehalte voorspeld worden voor scenario's van N- en S-depositie en grondwaterexploitatie. De abiotische bodemomstandigheden worden beoordeeld via de indicatorwaarden voor planten van Ellenberg (1985). Een calibratie van deze indicatorwaarden met kwantitatieve bodemvariabelen is nodig om dit vegetatiemodel aan de bodemmodule te koppelen (bv. van Dobben *et al.*, 2006). Een vergelijkbaar statistisch model is NTM (Wamelink *et al.*, 2003), waarin vier ecotypes worden beschreven door een submodel, nl. heide, grasland, loofbos en dennenbos. Recent werd het ForSAFE-VEG model voorgesteld (Sverdrup *et al.*, 2005), een uitbreiding van het ForSAFE-model (zie hoofdstuk 4) met een geïntegreerde simulatie van de impact van klimaatsverandering, bodemverzuring en eutrofiëring op vegetatiewijzigingen en boomgroei.

Concluderend kan gesteld worden dat biologische responsmodellen voornamelijk gebruikt worden bij meer fundamenteel wetenschappelijk onderzoek. Voor veralgemeende regionale toepassingen zijn nog geen tijdsdynamische, proces-geïntegreerde biologische responsmodellen beschikbaar voor de effecten van verzuring op terrestrische organismen en ecosystemen (UBA, 2004).

2.3.3. Concept streeflasten

Naar analogie met kritische lasten komen streeflasten (*target loads*) overeen met de maximale depositie waarbij een bepaald chemisch criterium (kritische grens) niet wordt overschreden volgens de huidige kennis. De bijkomende voorwaarde is echter dat dit chemisch criterium dient bereikt te worden in een vooropgesteld doeljaar (*target year*). Aangezien het chemisch criterium bij de berekende streeflast ook na dit doeljaar op zijn minst moet behouden worden, ligt een streeflast altijd lager dan de overeenkomstige kritische last, waarin geen rekening gehouden wordt met korte-termijn bufferreacties die het respecteren van het chemisch criterium vertragen.

Een streeflast wordt gekenmerkt door drie verschillende tijdstippen: (i) het protocoljaar waarin de deposities gekend zijn, (ii) het implementatiejaar waarin alle bijkomende reductie maatregelen werden uitgevoerd zodat de depositie op het niveau van de streeflast komt, en (iii) het doeljaar waarin het chemisch criterium gehaald dient te worden (Fig. 2.2). De depositie wordt verondersteld lineair af te nemen tussen het protocol- en implementatiejaar (UBA, 2004).

Hoe vroeger het chemisch criterium dient bereikt te worden, hoe lager de streeflast, i.e. de maximale depositie vanaf het implementatiejaar. Fig. 2.2 illustreert dit voor de doeljaren 2030 en 2050. Voor de Europese rapportering aan het *Coordination Center for Effects* wordt gevraagd streeflasten te berekenen met 2010 als protocoljaar, 2020 als implementatiejaar en 2030, 2050, en 2100 als doeljaren (Hettelingh *et al.*, 2004). Het is mogelijk dat het vooropgestelde chemisch criterium niet kan bereikt worden in een gekozen doeljaar. In dit geval kan bodemchemisch herstel pas optreden voor een later doeljaar.

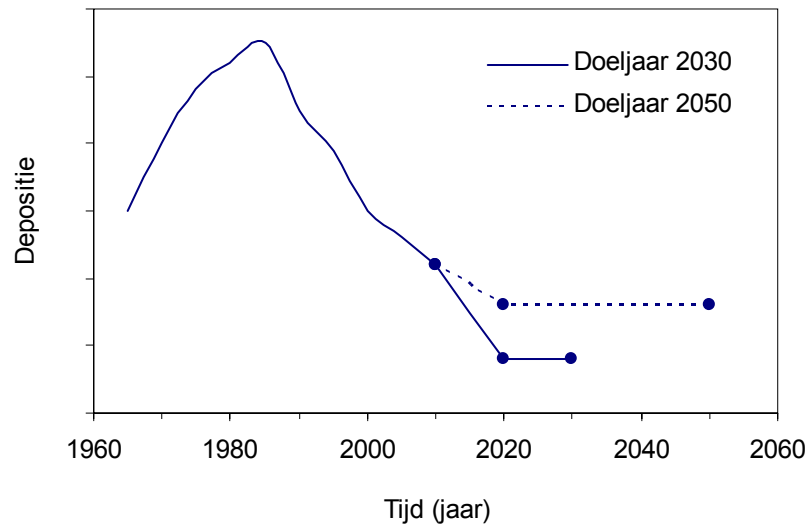


Fig. 2.2. Depositieverloop bij het berekenen van streeflasten, gekenmerkt door een protocoljaar (2010), implementatiejaar (2020), en doeljaar (bv. 2030 of 2050). De streeflast voor een doeljaar is gelijk aan de constante depositie vanaf het implementatiejaar.

3. Methodiek streeflasten

Dynamische modellen zijn bij voorkeur compatibel met de *steady state* modellen gebruikt bij het bepalen van kritische lasten. Dit betekent dat de concepten en vergelijkingen van het gebruikte dynamisch model een uitbreiding dienen te zijn van de concepten en vergelijkingen voor het berekenen van kritische lasten. Streeflasten worden daarom op een analoge manier bepaald als kritische lasten, waarbij de statische benadering aangevuld wordt met de simulatie van enkele belangrijke dynamische aspecten van bodemverzuring. De eindige bufferprocessen die in bestaande dynamische modellen gemodelleerd worden, zijn kationen-uitwisseling, stikstofimmobilisatie en sulfaatadsorptie.

In dit hoofdstuk worden de basisprincipes van de methodiek voor het berekenen van streeflasten samengevat, gebaseerd op hoofdstuk 5 en 6 van de *ICP Mapping and Modelling Manual* (UBA, 2004).

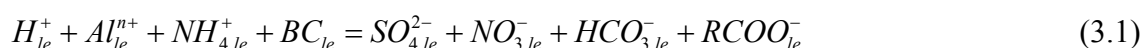
In deze studie wordt het eenlagige bodemverzuringmodel VSD gebruikt. Het uitgangspunt van dit model is dezelfde eenvoudige massabalans (*Simple Mass Balance*, SMB) als bij de bepaling van kritische lasten. Het SMB-model omvat een aantal veronderstellingen om de simulatie van biogeochemische processen te vereenvoudigen:

- de bodem wordt voorgesteld door één enkele laag, namelijk een homogeen compartiment met een diepte gelijk aan de wortelzone
- de vrijstelling door verwerking en de opname van nutriënten zijn gelijk verdeeld over het bodemprofiel
- alle evapotranspiratie gebeurt bovenaan in het bodemprofiel
- de percolatie is constant en gebeurt alleen vertikaal
- alle fysico-chemische constanten zijn uniform in het bodemprofiel
- interne fluxen (verwerkingssnelheid, stikstofimmobilisatie, ...) zijn onafhankelijk van de chemische toestand van de bodem (zoals de pH)
- alle waarden worden door jaargemiddelden voorgesteld

Wanneer over een ecosysteem wordt gesproken in de volgende tekst, wordt hiermee een niet-kalkrijke bosbodem bedoeld, hoewel de meeste aannames ook geldig zijn voor niet-kalkrijke bodems onder een andere (semi-)natuurlijke vegetatie.

3.1. Ladingsbalans

Het startpunt om streeflasten voor verzuring te berekenen is de ladingsbalans van de belangrijkste ionen in het bodemuitspoelingswater onder de wortelzone:



met subscript *le*: uitspoeling (*leaching*)

BC : som van de zogeheten basische kationen ($BC = Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$)

RCOO⁻ : som van organische anionen

*Al*ⁿ⁺ : alle positief geladen aluminium-ionen

Alle fluxen worden uitgedrukt in eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (= mol_c ha⁻¹ jaar⁻¹). De uitspoeling van OH⁻ en CO₃²⁻ wordt verondersteld nul te zijn (UBA, 2004).

Voor elke term wordt de uitspoeling gegeven door:

$$X_{le} = Q \cdot [X] \quad (3.2)$$

met $[X]$: concentratie (eq m⁻³) van ion X in de bodemoplossing
 Q : waterhoeveelheid (m³ ha⁻¹ jaar⁻¹) die uitspoelt onder de wortelzone

De (uitspoeling van) zuurneutraliserende capaciteit (*acid neutralising capacity*, ANC) wordt gedefinieerd als:

$$ANC_{le} = HCO_{3,le}^- + RCOO_{le}^- - H_{le}^+ - Al_{le}^{3+} \quad (3.3)$$

Door vergelijking (3.1) te combineren met (3.3) verkrijgt men:

$$ANC_{le} = NH_{4,le}^+ + BC_{le} - SO_{4,le}^{2-} - NO_{3,le}^- - Cl_{le}^- \quad (3.4)$$

Zo komt men tot een alternatieve definitie van de ANC als de som van de kationen min de som van de anionen van de sterke zuren. In het vervolg van de tekst wordt de ionenlading niet meer vermeld in de vergelijkingen om deze niet onnodig te verzwaren.

De concentraties $[X]$ in de bodemoplossing kunnen enerzijds bepaald worden via evenwichtsvergelijkingen met $[H]$ zoals voor $[Al]$, $[HCO_3]$ en $[RCOO]$, of anderzijds via massabalansvergelijkingen. Deze vergelijkingen beschrijven de verandering doorheen de tijd van de totale hoeveelheid van ion X in de bodemmatrix of -oplossing per oppervlakte-eenheid:

$$\frac{d}{dt} X_{tot} = X_{in} - X_{le} \quad (3.5)$$

met X_{tot} : totale hoeveelheid van ion X in de bodemmatrix of -oplossing per oppervlakte-eenheid (eq ha⁻¹)
 X_{in} : netto-input van ion X (bronnen min opslag, met uitzondering van uitspoeling) (eq ha⁻¹ jaar⁻¹)

3.2. Statische massabalansen

Vooraleer over te gaan op dynamische modellen, overlopen we eerst de statische massabalansen per element. Deze massabalansen zijn geldig voor een ecosysteem in evenwicht (*steady state*), waarbij de totale ionenhoeveelheden constant blijven doorheen de tijd. Met de verandering in de ionenhoeveelheid gelijk aan nul volgt uit vergelijking 3.5:

$$\frac{d}{dt} X_{tot} = 0 \Rightarrow X_{in} = X_{le} \quad (3.6)$$

Voor een ecosysteem in evenwicht is de netto-input voor alle ionen met andere woorden gelijk aan de uitspoeling, zonder netto-opslag of -verlies.

Voor chloride wordt aangenomen dat er in de bodem geen Cl⁻-bronnen zijn of Cl⁻-opslag gebeurt. Bijgevolg is de netto-input van chloride gelijk aan de depositie van chloride:

$$Cl_{in} = Cl_{le} = Cl_{dep} \quad (3.7)$$

De netto-input van zwavel, afgeleid uit de massabalans, bestaat uit de volgende componenten:

$$S_{in} = S_{le} = S_{dep} - S_{ad} - S_i - S_u - S_{re} - S_{pr} \quad (3.8)$$

waarbij de subscripten *ad*, *i*, *u*, *re* en *pr* respectievelijk verwijzen naar adsorptie, immobilisatie, netto-opname, reductie en neerslag. Netto-opname, immobilisatie en reductie zijn over het algemeen onbelangrijk in bossen (Johnson, 1984). Adsorptie van zwavel en in sommige gevallen ook complexatie en neerslag met Al kan tijdelijk een sterke accumulatie van sulfaten veroorzaken. Adsorptie/desorptie van S vindt plaats bij depositieveranderingen, en is bijgevolg potentieel belangrijk bij het bepalen van streeflasten. De adsorptie van S wordt echter opgenomen in S_{tot} en beschreven door evenwichtsreacties (zie 3.5.3), en verdwijnt hierdoor uit het rechterlid van vergelijking. Onder bovenstaande veronderstellingen is de netto-input van sulfaat gelijk aan de depositie van zwavel, in analogie met chloride:

$$SO_{4,in} = S_{le} = S_{dep} \quad (3.9)$$

Voor basische kationen wordt de *steady state* netto-input gegeven door:

$$BC_{in} = BC_{le} = BC_{dep} + BC_w - BC_u \quad (3.10)$$

waarbij de subscripten *dep*, *w* en *u* respectievelijk staan voor depositie, verwerking en netto-groeiopname. Verwerking slaat hierbij op de vrijstelling van basische kationen door minerale verwerking. Na^+ wordt niet meegerekend in de netto-opname van basische kationen Bc (K, Ca en Mg) omdat dit element niet of in zeer beperkte mate wordt opgenomen door de vegetatie. De aanvoer van basische kationen door strooiselval en de verwijdering van Bc door onderhoudsopname worden niet beschouwd, in de veronderstelling dat deze termen gelijkaardig zijn. Kationenuitwisselingsreacties worden niet vermeld in de vergelijking (3.10) omdat deze inbegrepen zijn in de hoeveelheid uitwisselbare basische kationen op het bodemcomplex en beschreven worden door evenwichtsvergelijkingen (zie 3.5.1).

De netto-input van stikstof wordt afgeleid uit de volgende massabalans:

$$N_{dep} + N_{fix} = N_{ad} + N_i + N_u + N_{de} + N_{eros} + N_{fire} + N_{vol} + N_{le} \quad (3.11)$$

met N_{dep} : totale atmosferische stikstof depositie

N_{fix} : stikstof input door biologische fixatie

N_{ad} : adsorptie van stikstof (ammoniumadsorptie door kleimineralen)

N_i : lange-termijn immobilisatie van stikstof in bodemorganisch materiaal

N_u : netto-opname van stikstof door geoogst organisch materiaal en door dieren

N_{de} : stikstofverlies naar de atmosfeer door denitrificatie

N_{eros} : stikstofverlies door erosie

N_{fire} : stikstofverlies via rook door vuur

N_{vol} : stikstofverlies naar de atmosfeer door emissie van ammoniak

N_{le} : stikstofverlies door uitspoeling onder de wortelzone

Biologische stikstoffixatie is verwaarloosbaar in de meeste (bos)ecosystemen, behalve voor N-fixerende soorten zoals elms (*Alnus* spp.). Stikstofverliezen door vuur, erosie en vervluchtiging zijn klein voor bossen in onze streken en kunnen verwaarloosd worden bij het bepalen van streeflasten voor Vlaanderen. De adsorptie van ammonium (NH_4^+) door kleimineralen kan leiden tot een tijdelijke accumulatie van N in de bodem. Adsorptie en desorptie vinden plaats bij veranderingen in deposities, en dienen dus in principe betrokken te worden bij het

bepalen van streeflasten. Uit onderzoek van metingen voor meer dan 800 Nederlandse zand-, loess-, klei- en veenbodems (de Vries en Posch, 2003) blijkt echter dat de relatieve bijdrage van K^+ , Na^+ en NH_4^+ op het adsorptiecomplex erg laag is door de hoge affiniteit van protonen in vergelijking met de andere éénwaardige kationen. De uitwisseling van NH_4^+ tussen bodemcomplex en bodemoplossing wordt daarom niet beschouwd in dynamische modellen.

Onder deze vereenvoudigingen kan vergelijking (3.11) herschreven worden als:

$$N_{dep} = N_i + N_u + N_{de} + N_{le} \quad (3.12)$$

De uitspoeling van NH_4^+ kan verwaarloosd worden omwille van de preferentiële opname en complete nitrificatie in de wortelzone, zodat N-uitspoeling enkel onder de vorm van nitraat (NO_3^-) gebeurt. De netto-input van stikstof wordt dan gegeven door:

$$N_{in} = NO_{3,in} = NO_{3,le} = N_{dep} - N_i - N_u - N_{de} \quad (3.13)$$

Strikt genomen zou het rechterlid in deze vergelijking vervangen moeten worden door het maximum van $(N_{dep} - N_i - N_u - N_{de})$ en 0, aangezien de N-uitspoeling niet negatief kan zijn. Dezelfde opmerking geldt ook voor de basische kationen (3.10). De vergelijkingen zouden dan echter (nodeloos) gecompliceerd worden. We merken nog op dat immobilisatie, netto-groei-opname, en denitrificatie van N over het algemeen afhankelijk is van de N-depositie. Het verband tussen N-depositie en immobilisatie wordt behandeld in 3.5.2. Denitrificatie wordt besproken in 5.4.1 en netto-groei-opname van N in 5.2.4.

3.3. Kritische last- en streeflastfunctie

Door de massabalansen van de verschillende elementen (chloride (3.7), sulfaat (3.9), basische kationen (3.10), en stikstof (3.13)) in te vullen in de ladingsbalans (3.4) bekomt men een vereenvoudigde zuurbalans:

$$N_{dep} + S_{dep} = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le} \quad (3.14)$$

Voor een bepaalde kritische uitspoeling van ANC, $ANC_{le,crit}$, definieert deze vergelijking de aanvaardbare som van de S- en N-depositie, of de kritische last voor verzurende depositie:

$$CL(N + S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u + N_i + N_u + N_{de} - ANC_{le,crit} \quad (3.15)$$

Deze vergelijking bepaalt de maximale som van de S- en N-depositie voor een vastgelegde kritische uitspoeling van ANC, maar levert geen unieke waarden op per element. Wanneer enkel zwavel bijdraagt tot verzuring spreekt men van de maximale kritische last voor S. Deze situatie komt voor wanneer de N-depositie kleiner is dan de N-hoeveelheid die verdwijnt of vastgelegd wordt door immobilisatie, netto-opname en denitrificatie. Aangezien deze N-sinks de verzurende depositie van S niet kunnen compenseren, wordt de maximale kritische last voor S gegeven door:

$$CL_{max}(S) = BC_{dep} - Cl_{dep} + BC_w - Bc_u - ANC_{le,crit} \quad (3.16)$$

De hoeveelheid stikstof die verbruikt wordt in de bodem door immobilisatie, netto-opname en denitrificatie definieert de minimale kritische last voor N:

$$CL_{min}(N) = N_i + N_u + N_{de} \quad (3.17)$$

Wanneer de zwaveldepositie gelijk is aan nul en enkel stikstof bijdraagt tot verzuring spreekt men van de maximale kritische last voor stikstof:

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + CL_{max}(S) \quad (3.18)$$

De drie bovenstaande kritische lasten, $CL_{max}(S)$, $CL_{min}(N)$ en $CL_{max}(N)$, definiëren de kritische lastfunctie (Fig. 3.1). Elke punt van de kritische lastfunctie geeft een mogelijke kritische last voor verzurende N en S weer. Op analoge wijze kan een streeflastfunctie bepaald worden. Elk punt van de streeflastfunctie geeft een combinatie van N- en S-deposities waarbij het gewenste chemische criterium bereikt wordt in het vooropgestelde doeljaar. De streeflastfunctie ligt lager naarmate het doeljaar dichterbij ligt.

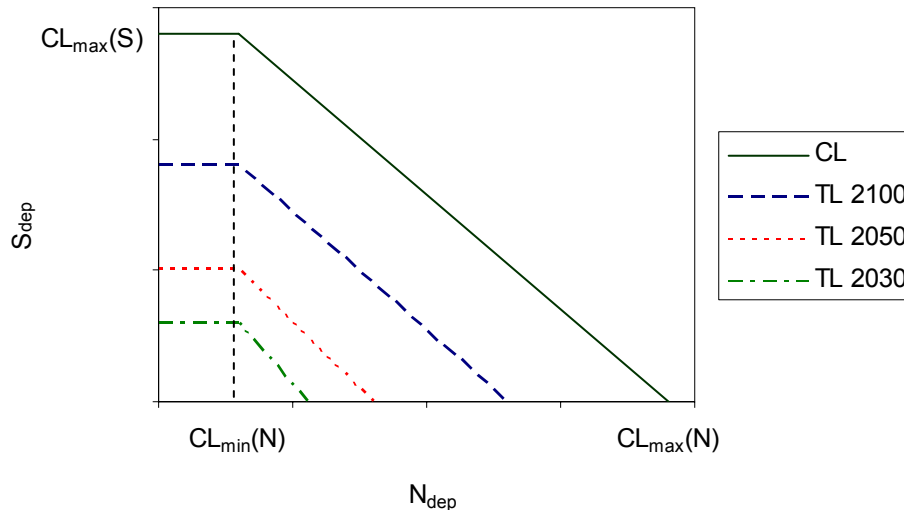


Fig. 3.1. Voorbeeld van een kritische lastfunctie (CL) en streeflastfuncties (TL) voor de doeljaren 2100, 2050, en 2030.

De bovenstaande kritische lasten werden afgeleid in de veronderstelling dat de opslag van N onafhankelijk is van de N-depositie, wat onwaarschijnlijk is. Wanneer aangenomen wordt dat N-denitrificatie lineair afhankelijk is van de netto N-aanvoer (zie 5.2.4, vergelijking 5.8) worden de volgende uitdrukkingen gevonden voor $CL_{min}(N)$ en $CL_{max}(N)$:

$$CL_{min}(N) = N_i + N_u \quad (3.19)$$

$$CL_{max}(N) = CL_{min}(N) + \frac{CL_{max}(S)}{1 - f_{de}} \quad (3.20)$$

waarbij f_{de} de zogenoemde ‘denitrificatiefractie’ is ($0 \leq f_{de} < 1$). De $CL_{max}(S)$ wordt hierdoor niet beïnvloed.

Volledigheidshalve vermelden we ook de kritische last voor nutriëntstikstof ($CL_{nut}(N)$) voor eutrofiëring. Als in de vereenvoudigde massabalans van N (vergelijking 3.12) een aanvaardbare N-uitspoeling ($N_{le,acc}$) wordt vastgelegd, bekomt men - rekening houdend met een depositie-afhankelijke denitrificatie - de volgende kritische last voor nutriëntstikstof:

$$CL_{nut}(N) = N_i + N_u + \frac{N_{le,acc}}{1 - f_{de}} \quad (3.21)$$

3.4. Dynamische modellering

Een dynamische modellering van bodemverzuring komt neer op het simuleren van de veranderende ionenhoeveelheid in de bodem doorheen de tijd. Dit gebeurt door voor elk ion een tijdsafhankelijke oplossing te bepalen van de massabalans-vergelijking (3.5). Voor elk element X is het dus noodzakelijk de totale hoeveelheid in de bodemmatrix of -oplossing per oppervlakte-eenheid te bepalen (X_{tot} , eq ha⁻¹).

Voor ionen die geen interactie ondergaan met de bodemmatrix, zoals chloride, wordt deze X_{tot} gegeven door de hoeveelheid van ion X in de bodemoplossing:

$$X_{tot} = \theta \cdot z \cdot [X] \quad (3.22)$$

met θ : jaargemiddelde volumetrisch vochtgehalte (m³ m⁻³) van het bodemcompartiment
 z : beschouwde bodemdpte (m), i.e. diepte van de wortelzone

Voor een basisch kation Y dat betrokken is in kationenuitwisseling, wordt Y_{tot} gegeven door:

$$Y_{tot} = \theta \cdot z \cdot [Y] + \rho \cdot z \cdot CEC \cdot E_Y \quad (3.23)$$

met ρ : bulkdichtheid (g cm⁻³) van de bodem
 CEC : kationenuitwisselingscapaciteit (meq kg⁻¹) van de bodem
 E_Y : uitwisselbare fractie van ion Y

Voor stikstof worden lange-termijn veranderingen in de bodemhoeveelheid voornamelijk veroorzaakt door netto-immobilisatie. N_{tot} wordt dan gegeven door:

$$N_{tot} = \theta \cdot z \cdot [N] + \rho \cdot z \cdot N_{cont} \quad (3.24)$$

met N_{cont} : stikstofgehalte (meq kg⁻¹) van de bodem

Voor zwavel wordt $SO_{4,tot}$ gegeven door vergelijking (3.22) als de adsorptie en desorptie van sulfaat verwaarloosd wordt. Indien sulfaatadsorptie niet verwaarloosbaar is, kan de volgende vergelijking gebruikt worden:

$$SO_{4,tot} = \theta \cdot z \cdot [SO_4] + \rho \cdot z \cdot SO_{4,ad} \quad (3.25)$$

met $SO_{4,ad}$: geadsorbeerde sulfaathoeveelheid (meq kg⁻¹)

De hoeveelheid Al wordt in de meeste dynamische modellen als onbeperkt beschouwd, zodat geen massabalans voor Al nodig is.

Door per element de verschillende termen in te vullen van de massabalansvergelijking (3.5) bekomt men een set differentiaalvergelijkingen die de temporele ontwikkeling van de ionenconcentraties beschrijft. Voor bv. stikstof wordt dit:

$$\frac{d}{dt}(\theta \cdot z \cdot [N] + \rho \cdot z \cdot N_{cont}) = N_{dep} - N_i - N_u - N_{de} - Q \cdot [N] \quad (3.26)$$

De dynamische massabalans-vergelijkingen voor Cl⁻, Bc, N en SO₄²⁻ kunnen enkel voor eenvoudige gevallen analytisch opgelost worden, en worden daarom gediscretiseerd en numeriek opgelost.

3.5. Eindige bufferprocessen

3.5.1. Kationenuitwisseling

Het klei-humus-complex van de bodem heeft over het algemeen positief geladen deeltjes (kationen) op het negatief geladen oppervlak. Kationenuitwisseling vindt plaats tussen de uitwisselbare kationen op het klei-humus-complex en de kationen in de bodemoplossing. De totale hoeveelheid uitwisselbare kationen van een bodem(laag) per massa-eenheid wordt de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC, meq kg⁻¹) genoemd.

Voor twee kationen X en Y wordt de uitwisseling tussen bodemmatrix en bodemoplossing in een algemene vorm beschreven als:

$$\frac{E_X^i}{E_Y^j} = K_{XY} \cdot \frac{[X^{m+}]^n}{[Y^{n+}]^m} \quad (3.27)$$

- met E_X en E_Y : equivalente fractie van kation X en Y op het uitwisselingscomplex
 K_{XY} : bodemafhankelijke uitwisselings- of selectiviteitsconstante voor X en Y
 $[X]$ en $[Y]$: concentratie (of activiteit) van X en Y in de bodemoplossing
 m en n : lading van X en Y (valentie)
 i en j : machten die het gebruikte uitwisselingsmodel specificeren

Naargelang de keuze van de machten i en j kunnen twee uitwisselingsmodellen afgeleid worden. Voor $i = n$ en $j = m$ bekomt men de Gaines-Thomas-vergelijkingen. Voor $i = j = m \cdot n$ en na het nemen van de $m \cdot n$ -de wortel verkrijgt men de Gapon-vergelijkingen, met selectiviteitsconstante k_{XY} .

Voor p kationen wordt de uitwisseling tussen bodemmatrix en bodemoplossing beschreven door $p-1$ uitwisselingsvergelijkingen en overeenkomstige constanten. Het aantal uitwisselbare kationen dat in overweging genomen wordt, is afhankelijk van de doelstelling en de complexiteit van het dynamische model. In de modellen VSD, SMART en SAFE wordt de uitwisseling gesimuleerd tussen aluminium, tweewaardige basische kationen en protonen (zie hoofdstuk 4). Voor dit Bc-Al-H-systeem zijn de Gapon-vergelijkingen als volgt:

$$\frac{E_{Al}}{E_{Bc}} = k_{AlBc} \cdot \frac{[Al^{3+}]^{1/3}}{[Bc^{2+}]^{1/2}} \quad \text{en} \quad \frac{E_H}{E_{Bc}} = k_{HBc} \cdot \frac{[H^+]}{[Bc^{2+}]^{1/2}} \quad (3.28)$$

De vergelijking die de uitwisseling beschrijft tussen protonen en Al verkrijgt men door het delen van bovenstaande vergelijkingen (met $k_{HAl} = k_{HBc} / k_{AlBc}$). Op analoge wijze kunnen Gaines-Thomas-vergelijkingen worden opgesteld.

Omwille van de ladingsbalans is de som van de uitwisselbare fracties gelijk aan 1:

$$E_{Al} + E_{Bc} + E_H = 1 \quad (3.29)$$

De som van de fracties aan uitwisselbare basische kationen, E_{Bc} , wordt de basenverzadiging van de bodem genoemd. De temporele evolutie van deze basenverzadiging is erg belangrijk bij het dynamisch modelleren van bodemverzuring. In de bovenstaande formuleringen wordt

de mogelijke uitwisseling van natrium, ammonium, ijzer en mangaan verwaarloosd of meegerekend bij de protonenfractie.

3.5.2. Stikstofimmobilisatie

Netto-stikstofimmobilisatie is het verschil tussen de immobilisatie en mineralisatie van N. Mineralisatie is de omzetting van een element van organische naar anorganische vorm door micro-organismen. N-immobilisatie is het omgekeerde proces, waarbij minerale stikstof in organische vorm omgezet wordt.

Voor de berekening van kritische lasten wordt een constante netto-immobilisatie verondersteld die aanvaardbaar of duurzaam is op lange termijn. Deze aanvaardbare lange-termijn netto-N-immobilisatie hangt samen met de continue opbouw van stabiele C-N-humus-componenten in (bos)bodems, en leidt met andere woorden niet tot significante veranderingen in de C/N-verhouding. Deze aanvaardbare N-immobilisatie mag niet verward worden met de N-hoeveelheden die gedurende vele jaren accumuleerden ten gevolge van de toegenomen N-depositie en die geleid hebben tot een afname van de C/N in de bovenste bodemlaag. Bij de bepaling van streeflasten wordt de actuele N-immobilisatie in de bodem daarom als volgt voorgesteld (UBA, 2004):

$$N_i = N_{i,acc} + N_{i,t} \quad (3.30)$$

met N_i : netto-stikstofimmobilisatie in bodemorganisch materiaal

$N_{i,acc}$: op lange-termijn aanvaardbare netto-stikstofimmobilisatie

$N_{i,t}$: additionele hoeveelheid netto-stikstofimmobilisatie op tijdstip t

Het berekenen van streeflasten vereist daarom in principe een deelmodel om de N-dynamiek in de bodem te beschrijven. Het MAKEDEP-model bijvoorbeeld (dat onderdeel is van SAFE maar ook als afzonderlijke subroutine kan gebruikt worden) beschrijft de N-dynamiek in de bodem in functie van bosgroei en depositie.

Diverse meta-analyses (Dise *et al.*, 1998; Gundersen *et al.*, 1998; MacDonald *et al.*, 2002) tonen aan dat de C/N-verhouding van de organische laag als indicator kan gebruikt worden om het risico op nitraatuitspoeling onder bos te beoordelen. De kans op uitspoeling neemt toe naarmate de C/N-verhouding daalt, maar niet volgens een linear verband. Voorgestelde drempelwaarden voor een laag, matig en hoog risico op nitraatuitspoeling zijn C/N-verhoudingen van respectievelijk >30, 25 tot 30 en <25 (Gundersen *et al.*, 1998), voornamelijk op basis van onderzoek voor naaldbossen (Kristensen *et al.*, 2004).

Deze informatie is o.a. in SMART en MAGIC verwerkt om de N-dynamiek in de bodem te simuleren. Dit gebeurt door de additionele netto-N-immobilisatie voor te stellen als een lineaire functie van de actuele C/N-verhouding wanneer deze tussen een bepaalde minimale en maximale C/N-verhouding ligt (UBA, 2004) (Fig. 3.2):

$$N_{i,t} = \begin{cases} N_{in,t} & \text{als } CN_t \geq CN_{max} \\ \frac{CN_t - CN_{min}}{CN_{max} - CN_{min}} \cdot N_{in,t} & \text{als } CN_{min} < CN_t \leq CN_{max} \\ 0 & \text{als } CN_t \leq CN_{min} \end{cases} \quad (3.31)$$

- met $N_{m,t}$: beschikbare N-hoeveelheid voor immobilisatie op tijdstip t
 CN_t : actuele C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag op tijdstip t
 CN_{max} : maximale C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag
 CN_{min} : minimale C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag

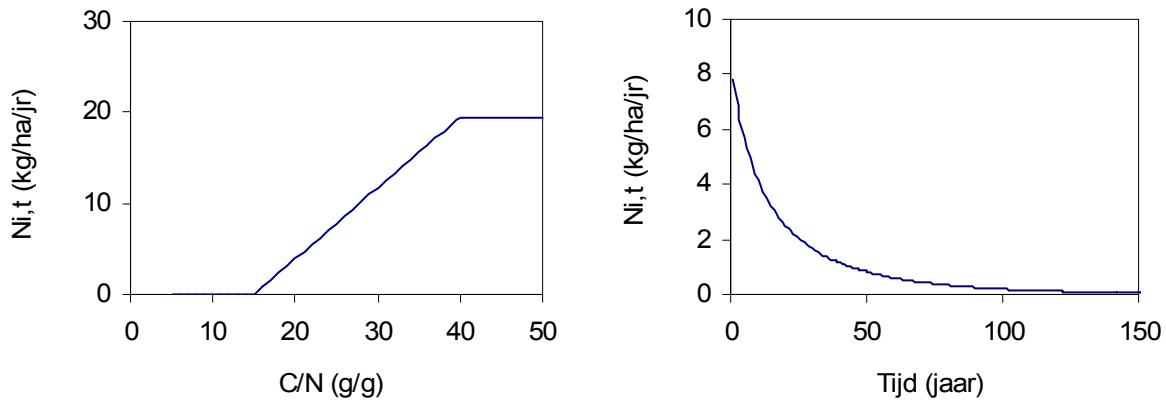


Fig. 3.2. Additionale netto-stikstofimmobilisatie op tijdstip t ($N_{i,t}$) als functie van de C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag (links) en evolutie van $N_{i,t}$ doorheen de tijd (rechts). Voorbeeld voor een beschikbare N-hoeveelheid van $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, grenswaarden voor de C/N-verhouding van 15 en 40, een initiële C/N-verhouding van 25 en een initiële C-voorraad van 6000 g C m^{-2} .

Voor elke tijdsstap wordt de geïmmobiliseerde hoeveelheid N berekend volgens (3.31) en toegevoegd aan de aanwezige hoeveelheid N, waarna de C/N-verhouding opnieuw bepaald wordt. Volgens de bovenstaande vergelijking is de jaarlijks geïmmobiliseerde N-hoeveelheid gelijk aan de aanvaardbare hoeveelheid ($N_{i,acc}$) wanneer de C/N-verhouding de minimale C/N-verhouding van de bodem bereikt. Deze formulering is dus compatibel met de kritische last-formulering voor $t \rightarrow \infty$.

3.5.3. Sulfaatadsorptie

De hoeveelheid sulfaat die geadsorbeerd is op de bodem (op ijzer- en aluminiumoxiden, Likens *et al.*, 2002) en/of het bodemorganisch materiaal wordt vaak verondersteld in evenwicht te zijn met de sulfaatconcentratie van de bodemoplossing. Dit proces kan beschreven worden door een Langmuir-isotherm (UBA, 2004):

$$SO_{4,ad} = \frac{[SO_4]}{S_{1/2} + [SO_4]} \cdot S_{max} \quad (3.32)$$

- met S_{max} : maximum adsorptiecapaciteit van zwavel in de bodem (meq kg^{-1})
 $S_{1/2}$: half-verzadigingsconcentratie (eq m^{-3})

Volgens dit veronderstelde evenwicht neemt de geadsorbeerde zwavelhoeveelheid af wanneer de sulfaatconcentratie in de bodemoplossing daalt (Fig. 3.3); er vindt met andere woorden desorptie plaats. Na een vermindering van de atmosferische zwaveldepositie wordt in observationeel en experimenteel onderzoek (bv. *clean rain* experimenten) zwaveldesorptie vastgesteld (Giesler *et al.*, 1996; Kaiser en Kaupenjohann, 1998; Likens *et al.*, 2002).

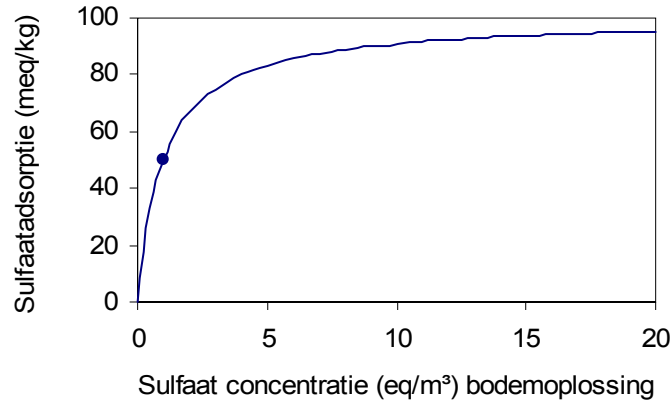


Fig. 3.3. Sulfaatadsorptie als functie van de sulfaatconcentratie in de bodemoplossing volgens een Langmuir-isotherm (voorbeeld voor $S_{1/2} = 1 \text{ eq m}^{-3}$ en $S_{\max} = 100 \text{ meq kg}^{-1}$).

Het in dit onderzoek gebruikte VSD-model laat niet toe om sulfaatadsorptie/desorptie te simuleren. Bij toepassing van modellen die wel rekening houden met sulfaatadsorptie wordt dit proces soms ook achterwege gelaten wegens gebrek aan bruikbare parameters (bv. de Vries *et al.*, 2003b).

3.6. Chemische criteria en de kritische uitspoeling van ANC

Om de kritische last- en streeflastfuncties te berekenen dient een kritische uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit bepaald te worden. Uit vergelijking (3.3) volgt dat deze kritische uitspoeling gelijk is aan:

$$ANC_{le,crit} = Q \cdot \left([HCO_3^-]_{crit} + [RCOO^-]_{crit} - [H^+]_{crit} - [Al^{3+}]_{crit} \right) \quad (3.33)$$

Om de kritische uitspoeling te bepalen dient een chemisch criterium gekozen te worden en een overeenkomstige kritische waarde. De keuze van het chemisch criterium hangt af van het feit of het te beschermen onderdeel van het ecosysteem gevoeliger is aan ongunstige pH-condities of aan toxische effecten van aluminium (3.6.4). Door het vooropstellen van een verband tussen de concentratie van aluminium en protonen in de bodemoplossing (3.6.1) kan de kritische aluminiumconcentratie berekend bij een kritische pH, en omgekeerd. Ook de concentratie van bicarbonaat (HCO_3^-) en organische anionen ($RCOO^-$) bij kritische pH-omstandigheden wordt uit evenwichtsvergelijkingen afgeleid (3.6.2 en 3.6.3).

3.6.1. Verband tussen aluminium en protonen in bodemwater

Het verband tussen de concentratie van protonen en aluminium wordt vaak beschreven door een (schijnbare) gibbsiet-evenwichtsreactie:

$$[Al] = K_{gibb} \cdot [H]^3 \quad \text{of} \quad [H] = \left([Al] / K_{gibb} \right)^{1/3} \quad (3.34)$$

met K_{gibb} : gibbsiet-evenwichtsconstante ($\text{m}^6 \text{ eq}^{-2}$)

Verschillende studies tonen echter aan dat een gibbsiet-evenwichtsreactie kan resulteren in slechte voorspellingen van de Al-activiteit in de bodemoplossing voor pH-waarden lager dan vijf (Adams, 2000; Graf Pannatier *et al.*, 2004), met mogelijk belangrijke gevolgen voor

berekende kritische lasten (Hall *et al.*, 2001). De veronderstelde evenwichtsreactie met $\text{Al}(\text{OH})_3$ kan de Al-activiteit sterk overschatten omwille van complexering met organisch materiaal of kinetische beperkingen (De Wit *et al.*, 2001). Dit is voornamelijk het geval in de humuslaag en bovenste bodemlaag, maar kan ook voorkomen in andere, verzuurde minerale bodemhorizonten (Holmberg *et al.*, 2001). Het veronderstelde verband tussen de aluminium- en protonenconcentratie in de bodemoplossing wordt daarom beter veralgemeend tot:

$$[\text{Al}] = K_{\text{Alox}} \cdot [\text{H}]^a \quad (3.35)$$

waarvan het gibbsiet-evenwicht dus een bijzondere vorm is met $a = 3$ en $K_{\text{Alox}} = K_{\text{gibb}}$.

3.6.2. Dissociatie van organische zuren

De ladingsbalans en de definitie van ANC-uitspoeling bevatten beide de uitspoeling van organische anionen (RCOO^-). In het verleden werd de uitspoeling van organische zuren verwaarloosd bij de berekening van kritische lasten (UBA, 1996), in de veronderstelling dat deze gecomplexed zijn met aluminium. Deze veronderstelling is echter niet geldig voor alle pH-waarden, en op standplaatsen met een hoog organische stofgehalte in de bodemoplossing kunnen organische anionen aanzienlijk bijdragen tot de ANC. Bij het dynamisch modelleren van bodemverzuring wordt de dissociatie van organische zuren daarom wel gesimuleerd. Dit is in het bijzonder van belang voor veengronden (bv. Evans en Reynolds, 2003).

Omdat het karakteriseren en modelleren van het heterogene mengsel van natuurlijk voorkomende organische oplossingen erg complex is, wordt gebruik gemaakt van zogenoemde ‘analoge’ modellen. In de eenvoudigste versie wordt verondersteld dat enkel éénwaardige organische anionen worden geproduceerd door de dissociatie van opgeloste organische koolstof (UBA, 2004):

$$[\text{RCOO}^-] = \frac{m \cdot \text{DOC} \cdot K_1}{K_1 + [\text{H}]} \quad (3.36)$$

met m : fractie van functionele groepen of ‘ladingsdichtheid’ ($\text{mol} (\text{mol C})^{-1}$)
 DOC : concentratie aan opgeloste organisch koolstof (mol C m^{-3})
 K_1 : dissociatieconstante (mol m^{-3})

Naast dit éénwaardig model voor de dissociatie van organische zuren bestaan ook twee- en driewaardige analoge modellen (bv. SMART, de Vries *et al.*, 2003b) en meer gedetailleerde modellen voor de speciatie van humuszuren. Zolang de dissociatie beschreven wordt in functie van de protonenconcentratie kunnen deze modellen ook gebruikt worden bij de berekening van kritische lasten en streeflasten.

3.6.3. Uitspoeling van bicarbonaat

Bij de berekening van kritische lasten is het weglaten van de uitspoeling van bicarbonaat (HCO_3^-) een redelijke veronderstelling, aangezien de HCO_3^- -concentratie verwaarloosbaar klein is bij kritische pH-waarden. Bij hogere pH-waarden ($\text{pH} > 5$) is bicarbonaatspoeling echter niet altijd verwaarloosbaar.

De concentratie van bicarbonaten is afhankelijk van de pH van de bodemoplossing (UBA, 2004):

$$[HCO_3] = \frac{K_1 \cdot K_H \cdot p_{CO_2}}{[H]} \quad (3.37)$$

- met K_1 : eerste dissociatieconstante
 K_H : Henry's constante
 p_{CO_2} : partiële druk van CO_2 in de bodemoplossing (atm)

De twee constanten in vergelijking 3.37 zijn in beperkte mate temperatuurafhankelijk, en hun product bij 8°C is 0.02 eq² m⁻⁶ atm⁻¹ (UBA, 2004). Door het niet-verwaarlozen van de bicarbonaatsuitspoeling kan de ANC in bepaalde omstandigheden positief worden (cf. infra, Fig. 3.4), wat niet het geval is als enkel Al- en H-concentraties in de definitie worden weerhouden. De uitspoeling van bicarbonaat wordt dan ook best opgenomen in de dynamische modellering van ANC voor het bepalen van streeflasten.

3.6.4. Chemische criteria voor verzuring

Chemische criteria voor de bepaling van de kritische uitspoeling van de zuurneutraliserende capaciteit (ANC) kunnen gebaseerd zijn op aluminium, protonen, basenverzadiging, of ANC zelf.

(a) Aluminiumcriteria worden het meest geschikt geacht voor minerale bodems met een laag organische stofgehalte. De handleiding (UBA, 2004) vermeldt drie criteria gebaseerd op aluminium:

- Een kritische Al-concentratie (bv. 0.02 eq m⁻³), wat vooral interessant is met het oog op drinkwaterbescherming.
- Een kritische Al-mobilisatiesnelheid kan vooropgesteld worden om de uitputting van secundaire aluminiumcomplexen te voorkomen, wat gepaard kan gaan met structurele bodemveranderingen en een verdere pH-daling. Het behoud van de bodemvoorraad aan Al-(hydr)oxiden als indicator voor bodemkwaliteit wordt echter in vraag gesteld (van der Salm *et al.*, 2001).
- Een kritische Al:Bc-verhouding in de bodemoplossing wordt het meest gebruikt bij de berekening van kritische lasten en in het bijzonder bij streeflasten. De kritische waarde van Al:Bc wordt vaak gelijkgesteld aan 1. Een variant op dit chemisch criterium is de Al:Ca-verhouding in het bodemwater, met eenzelfde kritische waarde gelijk aan 1 (Hall *et al.*, 2001).

Bij gebruik van een kritische Al:Bc-verhouding in de bodemoplossing wordt de kritische Al-uitspoeling berekend uit de uitspoeling van Bc (= Bc_{dep} + Bc_w - Bc_u, in analogie met vergelijking 3.10). Rekening houdend met de omzetting van het molaire Al:Bc-criterium naar equivalente hoeveelheden (met K⁺ als bivalent beschouwd), wordt de kritische Al-uitspoeling:

$$Al_{le,crit} = 1.5 \cdot \frac{Bc_{le}}{(Bc / Al)_{crit}} \quad (3.38)$$

(b) Criteria gebaseerd op de protonenconcentratie worden aanbevolen voor bodems met een hoog organische stofgehalte. Hierbij kan onderscheid gemaakt worden tussen:

- Een kritische pH: voor Vlaanderen werden kritische lasten berekend met een kritische pH van 4.3 voor heide en 4.3 tot 5 voor grasland (6.7 voor kalkgrasland) (Meykens en Vereecken, 2001).
- Een kritische H:Bc verhouding in de bodemoplossing (met waarde 0.3 - 1): bv. voor veenbodems die geen Al-(hydr)oxides bevatten.

(c) Ook een kritische basenverzadiging kan vooropgesteld worden als chemisch criterium. Om de basenverzadiging te relateren aan de kritische uitspoeling van ANC dient de uitwisseling van kationen tussen de bodemmatrix en de bodemoplossing in rekening gebracht worden. Dit gebeurt over het algemeen door gebruik te maken van het Gapon- of Gaines-Thomas-uitwisselingsmodel (zie 3.5.1). Neem bv. de uitwisseling tussen H, Al, en Bc zoals beschreven door de Gapon-vergelijking in het VSD-model. De kritische H⁺-concentratie is de oplossing van de volgende vergelijking (UBA, 2004):

$$A \cdot [H]_{crit}^p + B \cdot [H]_{crit} = 1 - E_{Bc,crit} \quad (3.39)$$

$$\text{met } A = K_{Alox}^{1/3} \cdot k_{AlBc} \cdot E_{Bc,crit} / \sqrt{[Bc]} \quad \text{met } [Al] = K_{Alox} \cdot [H]^a$$

$$p = a/3$$

$$B = k_{HBc} \cdot E_{Bc,crit} / \sqrt{[Bc]}$$

Deze vergelijking is over het algemeen niet-lineair, zodat een numerieke oplossing vereist is. Enkel voor het Gapon-model en het gibbsiet-evenwicht ($a = 3$, $K_{Alox} = K_{gibb}$, zie 3.6.1) ontstaat een lineaire vorm met de volgende oplossing:

$$[H]_{crit} = K_{Gap} \cdot \sqrt{[Bc]} \cdot \left(\frac{1}{E_{Bc,crit}} - 1 \right) \quad (3.40)$$

$$\text{met } K_{Gap} = \frac{1}{(k_{HBc} + k_{AlBc} \cdot K_{gibb}^{1/3})} \quad (3.41)$$

k_{AlBc} : bodemspecifieke selectiviteitsconstante voor Al-Bc (eq m⁻³)^{-1/2}

k_{HBc} : bodemspecifieke selectiviteitsconstante voor H-Bc (eq m⁻³)^{1/6}

$[Bc] = Bc_{le} / Q$: concentratie van basische kationen in de bodemoplossing (eq m⁻³)

$E_{Bc,crit}$: kritische basenverzadigingsgraad (-)

Na berekening van de kritische concentratie van aluminium, organische anionen en bicarbonaat bij de kritische pH kan de kritische uitspoeling van ANC bepaald worden. Dit wordt geïllustreerd in Fig. 3.4 voor verschillende waarden van K_{gap} .

Deze methode werd o.a. gebruikt door Holmberg *et al.* (2001), waarbij een kritische basenverzadigingsgraad van 30% in de organische laag en 15% in de bovenste minerale laag werd genomen. Watmough en Dillon (2003) gebruikten een kritische basenverzadiging van 20%. Deze keuzes zijn uiteraard bodemspecifiek.

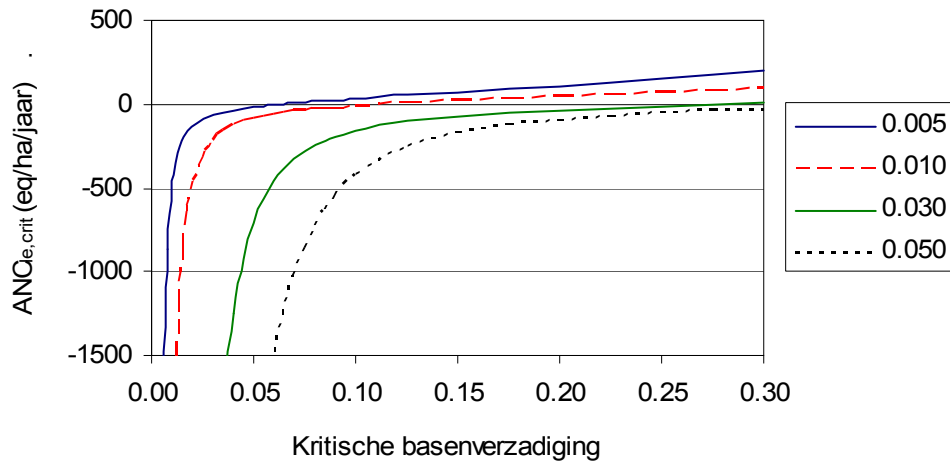


Fig. 3.4. Kritische uitspoeling van zuurneutraliserende capaciteit (ANC) in functie van de kritische basenverzadigingsgraad voor variërende K_{gap} (0.005 - 0.05) (vergelijking 3.41).

(d) Tenslotte kan als chemisch criterium ook vooropgesteld worden dat er geen uitspoeling van ANC plaatsvindt ($\text{ANC}_{\text{le,crit}} \geq 0$) (Holmberg *et al.*, 2001). Bij deze conservatieve methode wordt de kritische last voor verzurende S (en N) volledig bepaald door de massabalansen van Bc en Cl. Bijgevolg dient geen biologisch-gebaseerd chemisch criterium meer gekozen te worden, en ook veronderstellingen voor de beschrijving van de Al-concentratie in de bodemoplossing zijn overbodig.

De manier waarop de kritische uitspoeling van ANC bepaald wordt, heeft meestal een grote invloed op de uiteindelijke kritische lasten (bv. Watmough en Dillon, 2003) en streeflasten. Sinds de ontwikkeling van het kritische lasten-concept is er discussie over de keuze van het bodemchemische criterium en over de kritische waarde van het criterium (bv. Hall *et al.* 2001). We vatten enkele argumenten pro en contra het veelgebruikte Al:Bc-criterium samen:

- In het geval van kritische lasten voor verzuring van bos is het te beschermen ecosysteem-element de boomvitaliteit. Het meest gebruikte criterium, de Al:Bc-verhouding, is gebaseerd op het feit dat wanneer de Al:Bc-verhouding consistent hoog is er in principe Al-toxiciteit voor de wortels zal optreden, met een afname in boomgroei en -vitaliteit als gevolg. Het is ook gekend dat hoge Al-concentraties de opname van Mg^{2+} en Ca^{2+} verhinderen (Van Oene, 1998; Göransson en Eldhuset, 2001). Aluminium kan bijgevolg het nutriëntenevenwicht verstoren in naalden van grove den, ook zonder wortelschade te veroorzaken (Janhunen *et al.*, 1995). Na een literatuurstudie over Al:Ca-interacties en Al:Ca-ratio's bevelen Cronan en Grigal (1995) het gebruik aan van de Al:Ca-verhouding voor de beoordeling van bosvitaliteit in regio's met een basenverzadiging lager dan 15%. Op basis van 36 gerapporteerde datasets schatten ze het risico op negatieve effecten voor bomen in op 50% voor een Al:Ca-verhouding in de bodemoplossing van 1, met een toenemend risico bij een toenemende verhouding (Cronan en Grigal, 1995).
- Het gebruik van de Al:Bc verhouding als een geschikte chemische limiet voor biologische respons kan echter ook in vraag gesteld worden (Løkke *et al.*, 1996; Göransson en Eldhuset, 2001; Graf Pannatier *et al.*, 2004). De risicoschatting van bv. Cronan en Rigal (1995) veronderstelt immers dat de resultaten gebaseerd op de respons van zaailingen onder gecontroleerde omstandigheden kunnen geëxtrapoleerd worden naar volwassen bomen onder veldomstandigheden (De Wit *et al.*, 2001). Bomen met mycorrhizae zijn echter in staat de bodem op micro-niveau te veranderen, en bijgevolg kunnen criteria gebaseerd op de samenstelling van de bulk-bodemoplossing niet relevant zijn. Het

bemonsteren van de rhizosfeer-bodemoplossing is echter moeilijk en niet haalbaar voor regionale toepassingen. Op standplaatsen waar boomwortels voornamelijk in de organische laag voorkomen kan bovendien eender welk criterium met betrekking tot het effect van Al op boomwortels irrelevant zijn of zelden overschreden worden (Holmberg *et al.*, 2001).

3.6.5. Chemische criteria voor nutriëntstikstof (eutrofiëring)

Om de kritische last voor nutriëntstikstof te berekenen dient een aanvaardbare N-uitspoeling ($N_{le,acc}$) vastgelegd te worden die afhangt van de ‘schadelijke effecten voor het ecosysteem’ die dienen vermeden te worden. Een hoge N-aanvoer heeft immers niet enkel gevolgen voor terrestrische ecosystemen via bodemverzuring, maar kan ook leiden tot vegetatiewijzigingen en een afname in diversiteit van plant- en diersoorten, nutriëntenonevenwichten, verhoogde stressgevoeligheid van bomen en nitraatuitspoeling naar het grondwater.

De handleiding (UBA, 2004) suggereert een aantal waarden voor de kritische uitspoeling van nitraat die niet mogen overschreden worden om nutriëntenonevenwichten of vegetatiewijzigingen te voorkomen. Deze waarden kunnen betrekking hebben op de uitspoelingsflux ($0.5 - 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) of de N-concentratie ($0.2 - 5 \text{ g N m}^{-3}$) (UBA, 2004). Langouche *et al.* (2001) gebruikten een kritische uitspoelingsflux van $1.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ($= 100 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) om de biodiversiteit in bos te beschermen. Andere mogelijke kritische waarden zijn de (veel hogere) Europese streef- en grenswaarden om grondwaterpollutie te voorkomen (25 en 50 g N m^{-3}).

Van de hoger vermelde effecten van N-depositie op ecosystemen blijkt vegetatiewijziging het meest gevoelig te zijn (van Dobben *et al.*, 2006). Het is echter niet evident om onderbouwde $N_{le,acc}$ -waarden te bepalen met het oog op behoud van biodiversiteit omdat (i) er geen direct verband bestaat tussen N-uitspoeling en vegetatiewijzigingen, (ii) de aanbevolen kritische N-concentraties in het bodemwater vaak tot lagere kritische N-lasten leiden dan volgens empirische data voor vegetatiewijzigingen, en (iii) vegetatiewijzigingen geïnduceerd worden via de toegenomen N-beschikbaarheid door een versnelde N-cyclus (UBA, 2004) (zie ook 2.3.2). In een alternatieve werkwijze om een kritisch criterium voor N af te leiden wordt daarom een empirische relatie gelegd tussen abiotische kenmerken en de samenstelling van de vegetatie (van Dobben *et al.*, 2006). Een gewenste vegetatiesamenstelling kan dan gelinkt worden aan minimumvoorwaarden voor de bodem-pH en N-beschikbaarheid, die vervolgens via een massabalans-model vertaald worden in een kritische N-depositie. Voor deze zogenoemde ‘inverse’ modellering van vegetatie naar depositiecriteria werden verschillende combinaties van modellen ontwikkeld die meestal maar in één Europese regio getest zijn (de Vries *et al.*, 2006).

4. Software voor dynamische modellering

4.1. Beschikbare dynamische modellen

Dynamische modellen simuleren het verloop van eindige buffers van elementen in de bodem bij veranderende depositieniveaus. Ondanks het grote aanbod in de wetenschappelijke literatuur aan biogeochemische simulatiemodellen voor bosbodems (Tiktak en Van Grinsven, 1995; Homann *et al.*, 2000), zijn volgens de handleiding (UBA, 2004) maar een beperkt aantal modellen geschikt voor een regionale toepassing (Tabel 4.1). Met ‘model’ wordt hier een softwarepakket bedoeld met modules voor data-invoer, modellering, eventueel calibratie, en uitvoer. De informatie over de verschillende modellen is hoofdzakelijk gebaseerd op de handleiding (UBA, 2004).

1. Het meest eenvoudige dynamische model is het *Very Simple Dynamic (VSD)* model (Posch *et al.*, 2003), waarin de statische massabalans-methode wordt uitgebreid met kationenuitwisseling en stikstofimmobilisatie. De uitwisseling tussen Al-H-Bc kan naar keuze beschreven worden met Gaines-Thomas- of Gapon-vergelijkingen.
2. Het SMART-model (*Simulation Model for Acidification's Regional Trends*) (de Vries *et al.*, 1989) is gelijkaardig aan het VSD-model maar omvat ook sulfaatadsorptie, en beschrijft bovendien de complexatie van aluminium met organische koolstof in de bodemoplossing (DOC). SMART gebruikt Gaines-Thomas-vergelijkingen voor de uitwisseling van Al, H en Bc (enkel Ca^{2+} en Mg^{2+}). Organische zuren kunnen als één-, twee- of drievoudig beschreven worden. De massabalansen van CaCO_3 en Al laten toe berekeningen uit te voeren gaande van kalkrijke bodems tot sterk verzuurde bodems. SMART werd ontwikkeld met het oog op regionale toepassingen, zoals bv. geïllustreerd voor Europa door de Vries *et al.* (2003b).

Tabel 4.1. Overzicht van enkele dynamische bodemverzuringmodellen.

Model	Essentiële procesbeschrijving	Lagen	Essentiële model input
VSD	ANC ladingsbalans Massabalansen voor BC en N (complete nitrificatie verondersteld)	Eén	CL input data + CEC, basenverzadiging C/N-verhouding
SMART	VSD-model + SO_4^{2-} -sorptie (Langmuir) Massabalansen voor CaCO_3 en Al Afzonderlijke massabalansen voor NO_3^- en NH_4^+ (nitrificatie) Complexering van Al met DOC	Eén	VSD-model S_{\max} en $S_{1/2}$ CaCO_3 , Al_{ox} Nitrificatie-fractie pK-waarden
SAFE	VSD-model + Berekening verwerkingssnelheid Nutriëntencyclus via strooiselval en wortelafbraak. Mineralisatie en wortelopname. SO_4^{2-} -sorptie	Meerdere	VSD-model + Input-data voor PROFILE Strooiselval, wortelafbraak Parameters voor mineralisatie, wortelopname en SO_4^{2-} -sorptie
MAGIC	VSD-model + SO_4^{2-} -sorptie (Langmuir) Al-speciatie/complexatie Samenstelling oppervlaktewater	Meerdere (meestal één)	VSD-model + S_{\max} en $S_{1/2}$ pK-waarden voor Al-reacties Parameters opp. water reacties

3. In het SAFE-model (*Soil Acidification in Forest Ecosystems*) (Warfvinge *et al.*, 1993; Alveteg *et al.*, 1995) wordt kationenverwerking door middel van een extra submodule gemodelleerd, en zijn ook modules opgenomen voor strooiselval en wortelafbraak. Het SAFE-model wijkt af van SMART en MAGIC op de volgende punten: (i) de verwerking van basische kationen is geen modelinvoer, maar wordt gemodelleerd met de PROFILE-submodule (Warfvinge en Sverdrup, 1992) op basis van de bodemmineralogie, (ii) de percolatie van water- en ionenflux wordt beschreven doorheen meerdere bodemlagen, en (iii) de kationenuitwisseling tussen Al, H, en Bc wordt beschreven met Gapon-vergelijkingen. Sulfaatadsorptie werd toegevoegd aan SAFE als een sulfaatconcentratie- en pH-afhankelijk proces (Martinson *et al.*, 2003). Het SAFE model werd op vele plaatsen gebruikt, met inbegrip van regionale toepassingen in Zweden en Zwitserland. SAFE werd recent uitgebreid met een bosgroeimodule (ForSAFE, Wallman *et al.*, 2005; Belyazid, 2006) en met responsfuncties voor bosbodemvegetatie (ForSAFE-VEG, Sverdrup *et al.*, 2005).
4. MAGIC (*Model of Acidification of Groundwater in Catchments*) (Cosby *et al.*, 1985) is een dynamisch model dat naast bodemverzuringprocessen ook de chemische kwaliteit van oppervlaktewater modelleert. MAGIC wordt gebruikt op het niveau van een afwateringsgebied (*catchment*), in tegenstelling tot de vorige modellen. Dit betekent dat de gebruikte inputdata (bv. verwerkingssnelheden) representatief moeten zijn voor het gemiddelde van het hele *catchment*. Omdat dit niet altijd eenvoudig is af te leiden uit bodemparameters, wordt verwerking in MAGIC gecalibreerd op basis van metingen van de waterkwaliteit. Sinds de originele versie in 1985 werd het model meermaals aangepast en uitgebreid, o.a. voor sulfaatadsorptie (Cosby *et al.*, 1986), organische zuren (Cosby *et al.*, 1995) en N-processen (Cosby *et al.*, 2001). MAGIC werd wereldwijd veelvuldig gebruikt en getest, en dit zowel op site- als regionaal niveau.

4.2. Gebruikte dynamische model: VSD

De vier bovenstaande dynamische bodemverzuringmodellen (Tabel 4.1) maken vaak gebruik van gelijkaardige concepten en veralgemeningen om eindige buffers in rekening te brengen, maar verschillen in complexiteit. De meer gecompliceerde dynamische modellen vereisen logischerwijs ook meer data, maar geven niet noodzakelijk andere of betere resultaten. Zo gaven het VSD-model en het meer geavanceerde MAGIC-model gelijkaardige resultaten voor zes heide- en bosccosystemen in het Verenigd Koninkrijk (Evans en Reynolds, 2003). Uit deze studie bleek ook dat de betrouwbaarheid van de gesimuleerde processen meer afhankelijk is van de invoergegevens dan van het gebruikte model.

Het gebruik van een uitgebreider model heeft dus maar zin wanneer voldoende gegevens beschikbaar zijn om de vereiste modelparameters te kalibreren en valideren. Daarom zal bij deze eerste berekening van streeflasten voor Vlaanderen gebruik gemaakt worden van het *Very Simple Dynamic* (VSD) model. Dit model wordt ook gebruikt door de meeste landen die al *target loads* berekend hebben (Hettelingh *et al.*, 2004), in navolging van de aanbevelingen van de *Working Group on Effects* van *ICP Modelling & Mapping*.

Van VSD bestaat twee versies, namelijk een versie met een grafische gebruikersinterface (VSD *Studio*) en een *Access*-versie:

1. In VSD *Studio* wordt een streeflastfunctie berekend voor één individuele site. De gebruikersinterface laat toe om het effect van diverse parameterwaarden op relatief eenvoudige wijze na te gaan voor één proefvlak. Streeflasten worden berekend voor een vrij op te geven simulatieperiode en streefjaar. De initiële C/N-verhouding en basenverzadigingsgraad bij het begin van de simulatieperiode kunnen gecalibreerd worden op basis van actuele metingen, en het is mogelijk al dan niet te kiezen voor calibratie van de kationenuitwisselingsconstanten. De verhouding tussen deze constanten kan aangepast worden om de uitwisselbare fracties van Al en H te doen overeenstemmen met gemeten waarden.
2. Voor VSD bestaat ook een invoerapplicatie in *Microsoft Office Access*, specifiek met het oog op regionale toepassingen. Met deze versie is het mogelijk om streeflastfuncties te berekenen voor een groot aantal punten en meerdere doeljaren, maar de aanpassingsmogelijkheden zijn beperkter. Zo gebeurt bv. een automatische calibratie van de kationenuitwisselingsconstanten per proefvlak. De streeflasten in de huidige studie werden berekend met dit VSD *Access* model (dll-versie VSD.for 1.8, november 2004)¹.

¹ T.o.v. de VSD *Access*-versie die door het CCE ter beschikking werd gesteld, pasten we de calibratieroutine (in de module VSD_sh) aan voor het afleiden van de initiële C/N-verhouding. Dit gebeurde in overleg met het CCE (J. Slootweg) en was noodzakelijk om de tijdsafhankelijke N-immobilisatie op dezelfde manier te simuleren in VSD *Access* als in VSD *Studio*. Meer uitleg hierover wordt gegeven in deel 6.1.2.2.

5. Gebruikte invoergegevens

Om streeflasten voor verzurende depositie te berekenen zijn invoerdata nodig voor de statische massabalans, samen met gegevens om de veranderingen in bodemscheikundige eigenschappen te simuleren onder veranderende deposities. Naast bodemparameters voor het beschrijven van eindige bufferprocessen is dus ook informatie nodig over het historische verloop van de atmosferische deposities. Al deze invoergegevens zijn in principe locatiespecifiek.

5.1. Receptorpunten

5.1.1. Algemene beschrijving streeflastproefvlakken

In deze eerste studie naar streeflasten voor verzurende depositie in Vlaanderen worden enkel bosproefvlakken gebruikt waarvoor voldoende bodemgegevens beschikbaar zijn, zodat zo weinig mogelijk pedotransferfuncties nodig zijn. Dit betekent dat gewerkt wordt met de Vlaamse Level I en Level II proefvlakken ($n = 72 + 12$) voor de intensieve monitoring van bosecosystemen in het kader van de bosvitaliteit (Roskams *et al.*, 1997; Sioen en Roskams, 2005) (Fig. 5.1). Een overzicht van de bodemserie en hoofdboomsoort van de proefvlakken wordt gegeven in bijlage 1. Eén Level I proefvlak (501, Kapellen) werd niet weerhouden in de verdere analyse omwille van de kalkrijke duinbodem.

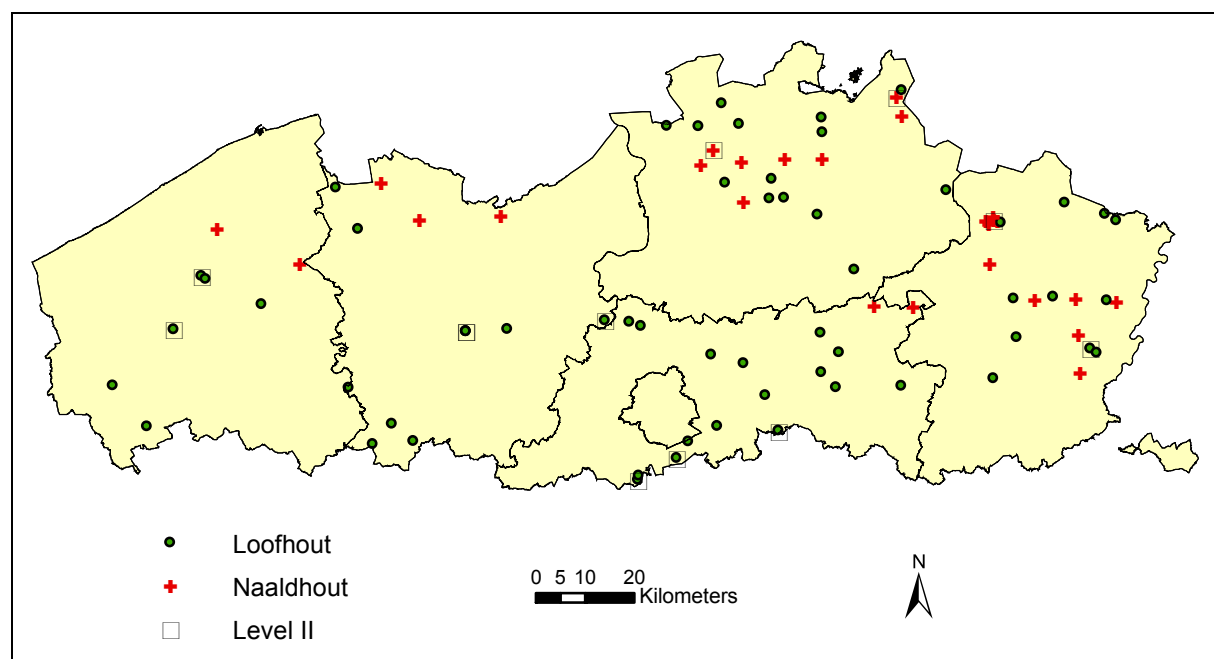


Fig. 5.1. Kaart met de Level I ($n = 72-1$) en Level II ($n = 12$) proefvlakken gebruikt voor de berekening van streeflasten.

De 72 Level I proefvlakken omvatten 10 internationale plots (gelegen op een $16 \times 16 \text{ km}^2$ rooster) en 62 regionale plots (gelegen op een $4 \times 4 \text{ km}^2$ rooster). Van de 12 oorspronkelijke Level II proefvlakken worden er momenteel nog 11 opgevolgd. In alle proefvlakken werd in 2004 een bodemchemische inventaris uitgevoerd. Bovendien werd de bodem al een tiental jaar eerder bemonsterd en geanalyseerd in de 10 internationale Level I plots (1993, bovenste

20 cm) en de 12 Level plots (1991, per bodemhorizon). Voor de Level II plots is meermaals een kwantitatieve vegetatiebeschrijving gebeurd. De chemische samenstelling van neerslag-, doorval-, en bodemwater is gekend vanaf 1992/94 voor vijf intensief bemonsterde Level II proefvlakken.

De meerderheid van de 83 proefvlakken (66%) ligt in loofhoutbestanden (Tabel 5.1). Dit is zowel het geval voor de Level I plots (48 loofbestanden op 71) als voor de Level II plots (8 op 12) (Fig. 5.1). Volgens de boskartering wordt 57% van de Vlaamse bosoppervlakte ingenomen door loofhout, zodat naaldbossen licht ondervertegenwoordigd zijn in deze streeflaststudie. De meest voorkomende hoofdboomsoorten in de proefvlakken zijn zomereik, beuk en grove den (Tabel 5.1).

Tabel 5.1. Hoofdboomsoort van de gebruikte proefvlakken.

Code	Nederlandse naam	Wetenschappelijke naam	Aantal plots
Loofhout			56
7	Zwarte els	<i>Alnus glutinosa</i>	1
10	Ruwe berk	<i>Betula pendula</i>	1
15	Tamme kastanje	<i>Castanea sativa</i>	2
20	Beuk	<i>Fagus sylvatica</i>	13
22	Gewone es	<i>Fraxinus excelsior</i>	3
33	Populier	<i>Populus hybridus</i>	4
48	Wintereik	<i>Quercus petraea</i>	1
51	Zomereik	<i>Quercus robur</i>	25
53	Amerikaanse eik	<i>Quercus rubra</i>	6
Naalddhout			27
129	Corsicaanse den	<i>Pinus nigra</i> ssp. <i>laricio</i>	8
134	Grove den	<i>Pinus sylvestris</i>	19

De vermelde boomsoortcode is volgens de Europese codering (UN/ECE, 2004)

Meer dan de helft (60%) van de 83 gebruikte proefvlakken heeft een zandige bodemtextuur (Z of S) volgens de digitale versie van de Bodemkaart van Vlaanderen (OCGIS-Vlaanderen, uitgave 2001) (Tabel 5.2). Bijna alle naalddhoutproefvlakken staan op bodems met een Z-textuur. Van de loofhoutproefvlakken staat 44% op zandige bodems (Z of S) en 40% op lemige bodems (P, L of A).

Tabel 5.2. Bodemtextuur van de gebruikte proefvlakken.

Textuurklasse	Omschrijving	Aantal plots		
		Loofhout	Naalddhout	Totaal
Z	Zand	14	24	38
S	Lemig zand	11	3	14
P	Licht zandleem	3	0	3
L	Zandleem	13	0	13
A	Leem	7	0	7
E	Klei	6	0	6
V	Veen	2	0	2
Totaal		56	27	83

Tabel 5.3 geeft de drainageklassen van de proefvlakken (volgens de bodemkaart) weer per bodemtextuurgroep. De loofhoutbestanden staan over het algemeen op een minder goed gedraineerde bodem dan de naaldhoutbestanden, ook op zandige bodems.

Tabel 5.3. Drainageklasse van de gebruikte proefvlakken.

Textuurgroep	Drainageklasse ²						
	a	b	c	d	e	f	h
Loofhout							
Zandig (Z+S)	1	2	11	7	3	0	1
Lemig (P+L+A)	0	6	1	5	2	3	6
Kleiig (E+U)	0	0	0	1	0	3	2
Totaal	1	8	12	13	5	6	9
Naaldhout							
Zandig (Z+S)	2	13	4	7	1	0	0
Totaal	3	21	16	20	6	6	9

5.1.2. Coördinaten proefvlakken

Voor het berekenen van de N- en S-depositie volgens het OPS-model (zie 5.3.2) werden de coördinaten van de proefvlakken gebruikt volgens de meest recente GPS-metingen. De hoogteligging van de Level I proefvlakken werd afgeleid uit een digitaal terreinmodel, voor de Level II proefvlakken werden de GPS-metingen gebruikt.

Op Europees vlak wordt voor de berekening van de N- en S-depositie (UNECE-EMEP) gebruik gemaakt van een 50 x 50 km² rooster. Dit EMEP50-rooster maakt gebruik van een polaire stereografische projectie. Voor het bepalen van de EMEP50-coördinaten van de proefvlakken werden (i) de Belgische Lambert 72-coördinaten omgezet naar decimale Greenwich-coördinaten via het softwareprogramma TCBel, en (ii) de Greenwich-coördinaten omgezet in EMEP50-coördinaten volgens de richtlijnen van hoofdstuk 8 van de handleiding (UBA, 2004). Tabel 5.4 geeft een overzicht van de EMEP-roostercellen die in Vlaanderen liggen en hun procentuele aandeel.

Tabel 5.4. EMEP 50 x 50 km² roostercellen die in Vlaanderen liggen.

EMEP-i coördinaat	EMEP-j coördinaat	% van cel in Vlaanderen	EMEP-i coördinaat	EMEP-j coördinaat	% van cel in Vlaanderen
56	40	4.9	58	42	85.1
56	41	71.2	58	43	93.5
56	42	21.8	58	44	4.1
57	41	64.2	59	42	22.0
57	42	76.0	59	43	98.8
57	43	12.5	59	44	18.3
58	41	10.8	60	43	13.3

² Drainageklassen volgens de Belgische veldlegende (Van Ranst en Sys, 2000): a = te sterk gedraineerd (zeer droog); b = gunstig gedraineerd (droog); c = matig gedraineerd (matig droog, zwak gleyig); d = onvoldoende gedraineerd (matig nat, matig gleyig); e = matig slecht gedraineerd met reductiehorizont (nat, sterk gleyig); f = slecht gedraineerd met reductiehorizont (zeer nat, zeer sterk gleyig); g = zeer slecht gedraineerd (uiterst nat, gereduceerd); h = matig slecht gedraineerd zonder reductiehorizont (nat met relatief hoge ligging, sterk gleyig).

5.1.3. Receptorpunten kritische lasten

Bij de Europese rapportering worden voor N en S zowel streeflasten als kritische lasten gevraagd. Zoals hoger vermeld worden de streeflasten in deze studie enkel bepaald voor een beperkte dataset van goed gekende niet-kalkrijke proefvlakken ($n = 83$). De kritische lasten studie voor bossen in Vlaanderen (Langouche *et al.*, 2001) was gebaseerd op een grotere dataset ($n = 1425$) omdat daarvoor minder bodemgegevens nodig waren. In de huidige studie wordt gebruik gemaakt van de meest recente handleiding (UBA, 2004) en de momenteel beschikbare data, wat voor een aantal invoerparameters leidde tot wijzigingen t.o.v. Langouche *et al.* (2001). Omwille van de noodzakelijke consistentie tussen de kritische lasten en streeflasten en om de beschikbare data maximaal te gebruiken, werden de kritische lasten in de huidige studie opnieuw berekend voor alle 1425 receptorpunten van Langouche *et al.* (2001). Deze punten werden toen geselecteerd op basis van de actuele boskartering en de Historische Bosbodem Databank (HIBBOD)³ (Leroy *et al.*, 2000) en aangevuld met de Level I en II plots.

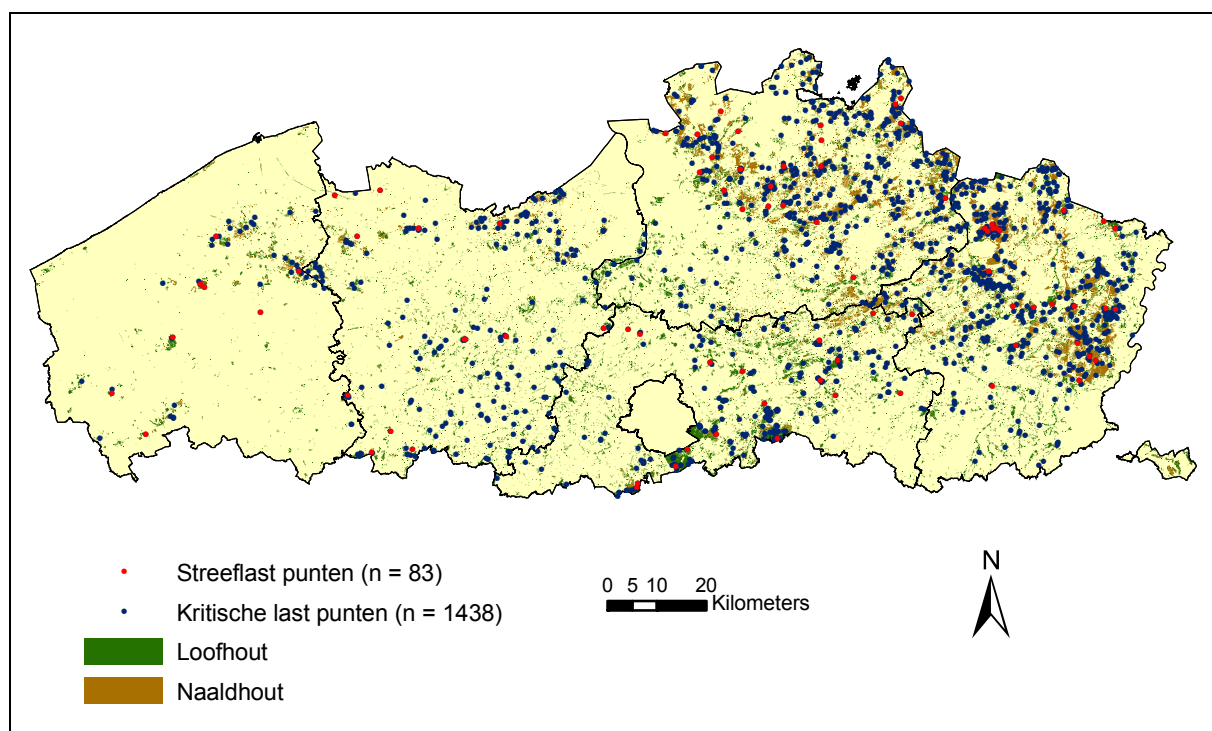


Fig. 5.2. Kaart met de receptoren voor de berekening van kritische lasten en streeflasten, in combinatie met de beboste oppervlakte ingedeeld naar loof- en naaldhout (gebaseerd op de digitale versie van de Bosreferentia laag, MVG, LIN, AMINAL, afdeling Bos & Groen, uitgave 2001, OC GIS-Vlaanderen).

³ Langouche *et al.* (2001) selecteerden 557 bosprofielen en 1117 bosoppervlakteprofielen uit HIBBOD die volgens de boskartering (2001) op een afstand van *minder dan 50,25 m van een bos* liggen (i.e. de positionele nauwkeurigheid van de door HIBBOD beheerde, gedigitaliseerde punten). Na toevoegen van 84 Level I en II proefvlakken en weglaten van 333 punten met ontbrekende data werden uiteindelijk 1425 punten weerhouden voor de berekening van kritische lasten voor verzuring en eutrofiëring. Bij de bepaling van kritische lasten voor zware metalen (Gobin *et al.*, 2006) werden uit HIBBOD 442 bosprofielen en 919 bosoppervlakteprofielen gebruikt die volgens de actuele boskartering (2001) *in bos* liggen, met uitsluiting van de klasse “niet beboste oppervlakte”. Na toevoeging van 84 Level I en II proefvlakken werden kritische lasten voor zware metalen berekend voor 1445 bosreceptoren.

Van de 1758 geselecteerde boslocaties werden er door Langouche *et al.* (2001) maar 1425 weerhouden omwille van ontbrekende data voor 333 locaties. In de huidige studie werden de kritische lasten herberekend op basis van herziene parameters voor diezelfde 1425 punten, aangevuld met 13 Level I plots die toen niet waren opgenomen.

Het aantal kritische last-receptoren in de huidige studie was dus gelijk aan 1438 (Fig. 5.2). Hiervan lag 51% in loofhoutbestanden. In vergelijking met de boskartering (57% loofhout) bevonden zich met andere woorden relatief weinig kritische lastpunten in loofhoutbestanden, dit in tegenstelling tot de streeflastpunten (zie 5.1.1). De verdeling van naald- en loofhout over de verschillende bodemtypes was wel gelijkaardig voor beide datasets (Tabel 5.5). Door het kleinere aantal streeflastpunten liggen alle naaldhoutpunten op zandige bodems. In de verdere tekst wordt met “proefvlakken” steeds de 83 Level I en II plots bedoeld. Een gedetailleerde bespreking van de kritische lastpunten is te vinden in Langouche *et al.* (2001).

Tabel 5.5. Relatief aantal receptoren (%) waarvoor kritische lasten en streeflasten berekend werden per bostype en bodemtextuurgroep.

	Kritische lastpunten (n = 1438)			Streeflastpunten (n = 83)		
	Loofhout	Naaldhout	Totaal	Loofhout	Naaldhout	Totaal
Niet-kalkrijke bodem						
Zandig (Z + S)	52	93	72	44	100	62
Lemig (P + L + A)	37	6	22	40	0	27
Kleiig (E + U)	9	0.3	5	11	0	7
Veen	1	0	0.6	4	0	2
Totaal	99	99	99.6	98	100	99
Kalkrijke bodem	0.7	0.1	0.4	2	0	1
Totaal	100	100	100	100	100	100

5.2. Bodemparameters

5.2.1. Uitmiddelen van bodemdata

In éénlagige bodemmodellen zoals VSD zijn profielgemiddelde bodemeigenschappen vereist. Het gewogen gemiddelde voor een bodemparameter X (bv. kationenuitwisselingscapaciteit) wordt op de volgende manier bepaald voor een bodemprofiel met n bodemhorizonten en een totale diepte z :

$$z = \sum_{l=1}^l z_l \quad (5.1)$$

$$\rho = \frac{1}{z} \cdot \sum_{l=1}^n z_l \cdot \rho_l \quad (5.2)$$

$$X = \frac{1}{z \cdot \rho} \cdot \sum_{l=1}^n z_l \cdot \rho_l \cdot X_l \quad (5.3)$$

met suffix l : parameterwaarde voor bodemhorizon l
 z : bodemdiepte (m)
 ρ : bulkdensiteit (kg m^{-3})

In analogie met de bepaling van de kritische lasten voor bosecosystemen (Langouche *et al.*, 2001) werd een bodemdiepte van 50 cm gebruikt bij het berekenen van streeflasten. Voor alle streeflast-proefvlakken waren metingen van de bulkdensiteit beschikbaar in de minerale bodemlagen met diepte 0-5, 5-10, 10-20, 20-40 en 40-80 cm. De gewogen gemiddelde bulkdensiteit in de bovenste 50 cm van bodem varieerde van 0.90 g cm^{-3} (veenbodem) tot 1.59 g cm^{-3} met een mediaanwaarde van 1.33 g cm^{-3} . De bulkdensiteit lag voor 70% van de proefvlakken tussen 1.2 en 1.4 g cm^{-3} .

5.2.2. Vrijstelling van basische kationen door minerale verwerking

De vrijstelling van basische kationen (BC) door minerale verwerking (verder ook ‘verwerking van basische kationen’ genoemd) is de afgifte van BC door mineralen in de bodemmatrix als gevolg van chemische oplossing. De input door verwerking vormt samen met atmosferische depositie de enige lange-termijn bron van basische kationen voor terrestrische ecosystemen (Ouimet en Duchesne, 2005) en speelt een belangrijke rol bij het neutraliseren van zuren in de bodemoplossing. Om de impact van verzurende depositie op (semi-)natuurlijke ecosystemen te bepalen zijn betrouwbare bepalingen van minerale verwerkingssnelheden nodig. De verwerkingssnelheid van een bodem hangt af van zijn minerale samenstelling en kan geschat worden op basis van laboratoriumstudies, veldonderzoek en mathematische modellen (Van Rompaey, 2005), maar de resultaten van verschillende methodes lopen vaak sterk uiteen (Velbel, 1993; Kolka *et al.*, 1996; Hodson en Langan, 1999; Malmstrom *et al.*, 2000). Laboratoriumstudies leiden algemeen tot veel hogere snelheden van kationenafgifte dan veldonderzoek, o.a. omdat in veldomstandigheden niet alle minerale oppervlakte deelneemt aan chemische verweringsreacties (Velbel, 1993). Bij de berekening van kritische lasten wordt vaak gebruik gemaakt van het verwerkingsmodel PROFILE (Warfvinge en Sverdrup, 1992). Deze methode vereist echter vrij veel invoergegevens, waaronder de bodem-mineralogie van de standplaats, en kan leiden tot overschatte verwerkingssnelheden (Hodson *et al.*, 1997; van der Salm, 2000).

Specifieke gegevens over de minerale bodemverwerking in Vlaanderen zijn niet beschikbaar. In Nederland lag de gemiddelde verwerkingssnelheid (voor een bodemdiepte van 1 m) voor zandige bodems tussen 160 en $580 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (de Vries, 1996, in van der Salm *et al.*, 2000) bij een pH van gemiddeld 3.8. De berekende verwerkingssnelheden varieerden van 135 tot $340 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ in zandleembodems, van 550 tot $6000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ in lemige bodems, en van 150 tot $1750 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ in kleibodems (van der Salm *et al.*, 2000). Van der Salm *et al.* (2000) benadrukken het belang van de pH van de bodemoplossing voor verwerkingssnelheden, en schatten dat bij een pH van 3.8 de vermelde verwerkingssnelheden ongeveer 1.5 keer hoger zouden liggen dan bij de actuele pH voor de (zand)leembodems en zo’n 5 keer hoger voor de kleibodems.

Om de verwerking van basische kationen te schatten voor de berekening van kritische lasten en streeflasten, gebruiken veel Europese landen (Hettelingh *et al.*, 2004) de bodemtype-textuur-benadering (de Vries *et al.*, 1993). Deze methode kent verwerkingssnelheden toe aan (bos)bodems op basis van het moedermateriaal en de bodemtextuur. De basisveronderstelling is dat de bodemtextuur een dominerende invloed heeft op de verwerkingssnelheid. Zowel de bodemtextuur als het moedermateriaal worden onderverdeeld in klassen. Voor de bosoppervlakteprofielen zijn exacte gegevens beschikbaar over de verdeling van het zand-, leem-, en kleigehalte van de bodem. Voor de overige streeflast- en kritische lastpunten werd de textuurklasse volgens UBA (2004) afgeleid uit de textuurklasse volgens de Belgische bodemclassificatie (Tabel 5.6).

Tabel 5.6. Bodemtextuurklasse in functie van het klei- en zandgehalte (%).

	Textuurklasse UBA (2004)	Kleigehalte (%)	Zandgehalte (%)	Textuurklasse België ^a
1	Grof	klei < 18	zand ≥ 65	Z, S
2	Medium	klei < 35	zand > 15	P, L, E
		klei ≥ 18	zand ≥ 65	E
3	Medium fijn	klei < 35	zand < 15	A
4	Fijn	35 ≤ klei < 60	-	U

^a Benaderende textuurklasse volgens de Belgische bodemclassificatie (Van Ranst en Sys, 2000).

Deze indeling in textuurklassen (Tabel 5.6) zoals overgenomen uit de meest recente handleiding (UBA, 2004) verschilt van de indeling gebruikt bij het berekenen van kritische lasten voor Vlaamse bossen (Langouche *et al.*, 2001) gebaseerd op de vorige handleiding (UBA, 1996). Toen werden textuurklassen voor verwerking enkel onderscheiden op basis van het kleigehalte (drempelwaarden 18 en 35%), zonder de zandfractie in rekening te brengen.

De klasse van het moedermateriaal hangt af van het zuur/basisch karakter van het moedermateriaal, en werd gedefinieerd voor veel voorkomende bodemtypes volgens de FAO-legende van 1981 (UBA, 2004) (Tabel 5.7). Om de moedermateriaalklasse te kunnen bepalen waren twee tussenstappen nodig. Eerst werd de bodemserie volgens de Belgische bodemlegende omgezet naar het bodemtype volgens de FAO-legende van 1990. Dit gebeurde op basis van de conversietabel opgesteld door Langohr zoals weergegeven in bijlage 2 van Langouche *et al.* (2001). Daarna werden de bodemtypes volgens de FAO-legende van 1990 omgezet naar de FAO-bodemlegende van 1981.

Tabel 5.7. Klassen moedermateriaal voor bodemtype volgens de FAO-legendes van 1981 en 1990 en de Belgische bodemlegende. Enkel bodemtypes die voorkomen in de 83 streeflastproefvlakken zijn weergegeven.

Moedermateriaal- klasse	FAO 1981	FAO 1990	Belgische bodemlegende
Zuur	Be, Dd, Dg, Pg, Ph, Qc, Re	CMe, PDd, PDg, PZg, PZc, ARb, RGe, (ARg, ARh, ATa, ATf, FLu)	Zaf, Zag, Zbg, Zbm, Zcb, Zcg, Zch, Zdg, Zeg, Sbf, Scb, Scg, Sch, Sdg, Sdp, Lcc, Ldc, Lhc, Abp, (Zbm, Zep, Sdm)
Intermediair	Ge, Je, Lo, (Bg)	GLe, FLe, LVh, (CMg)	Pdc, Pep, Pfp, Lca, Lfp, Aba, Aeb, Efp, Ehx, (Adp, Edp, Lhb)
Organisch	Od, Oe	HSf	V

Deze indeling van Belgische bodemseries naar klassen van moedermateriaal leidde in enkele gevallen tot een onverwachte of onmogelijke classificatie:

- Bodemseries Adp, Edb, Lhb (telkens één plot) (= CMg in FAO-1990 = Bg in FAO-1981) worden ingedeeld bij kalkrijk moedermateriaal. Het lijkt relevanter om deze proefvlakken bij de 'intermediaire' klasse in te delen.
- Bodemserie Zep (twee plots) (= FLu in FAO-1990, komt niet voor in FAO-1981) werd door Langouche *et al.* (2001) ingedeeld bij intermediair (waar FLe voorkomt). Gezien de minerale verwerking van deze Z-bodems waarschijnlijk beperkt is, werden deze plots hier ingedeeld bij de moedermateriaalklasse 'zuur'.
- FAO-1990 klassen Arg, ARh, en ATa (bodemseries Zdp, Zcm, Zbm, Scm, Sdm) komen niet voor in FAO-1981 en werden ingedeeld bij de moedermateriaalklasse 'zuur'.

Op basis van de textuurklasse (Tabel 5.6) en de moedermateriaalklasse (Tabel 5.7) wordt een verwerkingssnelheidsklasse toegekend aan een bepaalde bodem, gaande van 1 tot 6 (Tabel 5.8). De verwerkingssnelheid voor basische kationen wordt berekend als een lineaire functie van deze verwerkingssnelheidsklasse, eventueel gecorrigeerd voor de gemiddelde (bodem)-temperatuur (UBA, 2004):

$$BC_w = z \cdot 500 \cdot (WRc - 0.5) \cdot f(T) \quad (5.4)$$

$$f(T) = \exp\left(\frac{A}{281} - \frac{A}{273 + T}\right) \quad (5.5)$$

- met z : bodemdiepte (m)
 WRc : verwerkingssnelheidsklasse (1 tot 6)
 T : gemiddelde jaarlijkse (bodem)temperatuur (°C)
 A : constante factor met als standaardwaarde $A = 3600$ K

Tabel 5.8. Verwerkingssnelheid (eq ha⁻¹ jaar⁻¹ 0.5 m⁻¹) in functie van moedermateriaal (Tabel 5.7) en textuur (Tabel 5.6) voor een bodemtemperatuur van 8°C. Tussen haakjes is de gebruikte verwerkingssnelheidsklasse (WRc) aangegeven.

Moedermateriaal- klasse	Textuurklasse		
	1 Grof	2 en 3 Medium (fijn)	4 Fijn
Zuur	125 (1)	625 (3)	1375 (6)
Intermediair	375 (2)	875 (4)	1375 (6)
Basisch	375 (2)	1125 (5)	1375 (6)
Organisch	1375 (6) of 125 (1)		
Kalkrijk	5000		

Tabel 5.8 geeft de geschatte verwerkingssnelheden volgens deze methode voor een bodemtemperatuur van 8°C en een bodemdiepte van 0.5 m. Voor organische gronden stelt de handleiding (UBA, 2004) een verwerkingsklasse $WRc = 6$ voor wanneer het FAO-type 'Oe' is, en $WRc = 1$ voor de overige organische bodems. Veenbodems bevatten echter geen silicaten of Al-hydroxiden. De opgegeven verwerking voor veenbodems verwijst dan ook niet naar minerale verwerking, maar naar de invoer van basische kationen door insijpeling (de Vries *et al.*, 1993). In kalkrijke bodems wordt de pH volledig bepaald door de verwerking van carbonaten, en wordt een arbitraire waarde van 5000 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voorgesteld (UBA, 2004).

Door de exponentiële functie in vergelijking (5.5) wordt de berekende verwerkingssnelheid mee bepaald door de (bodem)temperatuur. Voor een temperatuur van bv. 10°C verhogen de verwerkingssnelheden in Tabel 5.8 hierdoor met 10% ($f(T) = 1.10$). Gezien de grote onzekerheden op de geschatte verwerkingssnelheid werd deze temperatuurscorrectie niet toegepast. De bovenstaande bodemtype-textuur benadering levert verwerkingssnelheden op voor de som van de basische kationen BC (K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺ en Na⁺). Voor het bepalen van de fractie van deze kationen die voor plantenopname belangrijk is ($Bc = K^+, Ca^{2+}$ en Mg^{2+}) wordt een correctiefactor ingevoerd, die gelijk is aan 0.70 voor bodems met een Z- of S-textuur en 0.85 voor de overige texturen (UBA, 2004).

Tabel 5.9 vat de vrijstelling van basische kationen door minerale verwerking samen, berekend volgens de huidige handleiding (UBA, 2004). De meest voorkomende verwerkingssnelheden zijn 125 en 625 eq ha⁻¹ jaar⁻¹, terwijl de waarde 375 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ niet werd toegekend. Dit

komt omdat bodems met een ‘medium’ textuurklasse (Tabel 5.6) dezelfde verwerkingssnelheid krijgen als bodems met ‘medium fijne’ textuurklasse. In de kritische lasten studie van Langouche *et al.* (2001) werd voor bijna alle receptorpunten een verwerkingssnelheid gebruikt van 125 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (80%) of 375 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (15%). De reden hiervoor is dat de textuurklasse toen enkel op basis van het kleigehalte werd bepaald, dat over het algemeen lager is dan 18% is in Vlaamse bosbodems.

Tabel 5.9. Aantal proefvlakken per berekende minerale verwerkingssnelheid (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) in de bovenste 50 cm van de bodem (n = 83) volgens UBA (2004).

Textuurgroep	Aantal plots met BC-verwerking (eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)				
	125	375	625	875	1375
Loofhout					
Zandig (Z+S)	25	0	0	0	0
Lemig (P+L+A)	0	0	12	10	0
Kleiig (E+U)	0	0	1	6	0
Overig	0	0	0	0	2
Totaal	25	0	13	16	2
Naaldhout (Z+S)	27	0	0	0	0
Totaal	52	0	13	16	2

Hoewel de textuurklasse geen informatie geeft over de mineralogische samenstelling van de bodem die de vrijstelling van basische kationen bepaalt, kan redelijkerwijs aangenomen worden dat - binnen dezelfde regio - een grotere leemfractie overeenstemt met een grotere potentiële bron van kationen die kunnen vrijkomen nadat de leem fysisch is verweerd tot kleinere deeltjes, waarna chemische verwerking kan plaatsvinden. Hierbij zijn het vooral veldspaten die calcium vrijstellen (De Coninck en Van Ranst, 1997). De bovenstaande werkwijze kent echter eenzelfde verwerkingssnelheid toe aan bodems met veel en weinig leem en leidt tot relatief hoge BC_w-waarden. In deze studie werd daarom geopteerd voor een beperkte aanpassing van de door de handleiding voorgestelde werkwijze. Dit gebeurde door Tabel 5.8 op de volgende wijze aan te passen: aan de ‘medium’ textuurklasse (P-, L- en E-textuur) werd op zuur moedermateriaal een verwerkingssnelheid van 375 i.p.v. 625 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ 0.5 m⁻¹ toegekend, en op intermediair moedermateriaal een verwerkingssnelheid van 625 i.p.v. 875 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ 0.5 m⁻¹. Tabel 5.10 vat het resultaat van deze werkwijze samen, zoals gebruikt bij de berekening van de streeflasten.

Tabel 5.10. Aantal proefvlakken per berekende minerale verwerkingssnelheid (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) in de bovenste 50 cm van de bodem (n = 83) na aanpassing van UBA (2004), zoals gebruikt bij de streeflastberekening.

Textuurgroep	Aantal plots met BC-verwerking (eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)				
	125	375	625	875	1375
Loofhout					
Zandig (Z+S)	25	0	0	0	0
Lemig (P+L+A)	0	9	9	4	0
Kleiig (E+U)	0	1	6	0	0
Overig	0	0	0	0	2
Totaal	25	10	15	4	2
Naaldhout (Z+S)	27	0	0	0	0
Totaal	52	10	15	4	2

5.2.3. Kationenuitwisseling

Om kationenuitwisseling te beschrijven zijn de hoeveelheden uitwisselbare basische kationen vereist en uitwisselings- of selectiviteitsconstanten.

5.2.3.1. Kationenuitwisselingscapaciteit

De waarde van de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) hangt af van de bodem-pH tijdens de metingen. Er is dus een verschil tussen ongebufferde CEC-waarden gemeten bij de actuele bodem-pH, en gebufferde waarden gemeten bij een standaardwaarde van bv. pH 6.5 of 8.2. In VSD en andere modellen worden om redenen van standaardisatie uitwisselingsconstanten gebruikt die betrekking hebben op metingen in een dergelijke gebufferde oplossing (pH = 6.5 voor VSD). In navolging van de handleiding (UBA, 2004) wordt de CEC uitgedrukt in [meq kg⁻¹]; de waarden zijn bijgevolg het tienvoud van CEC-waarden uitgedrukt in meer courante eenheden als [cmol(+) kg⁻¹] = [meq 100 g⁻¹].

Zowel in 1992 als 2004 gebeurden de analyses van de CEC en de uitwisselbare kation fracties voor de proefvlakken bij de actuele pH van de bodem. In 1989 zijn voor 10 van de 12 Level II proefvlakken wel CEC's bepaald bij de toenmalige bodem-pH (KCl extractie) en bij een gebufferde pH van 7.0 (1 N NH₄Ac extractie pH₇) (Van Den Berge *et al.*, 1992). Het resultaat van deze beide analyses, die voor drie bodemhorizonten (5-15, 25-35 en 45-55 cm) per proefvlak werden uitgevoerd, is weergegeven in Fig. 5.3. Uit deze figuur blijkt dat er een sterk verband bestaat tussen de CEC bepaald in gebufferde en niet-gebufferde omstandigheden voor de bodems van deze 10 Vlaamse Level II bestanden. Op basis van de regressievergelijking door de oorsprong ligt de CEC-waarde bij pH 7 zo'n 64% hoger dan de CEC bij pH-bodem.

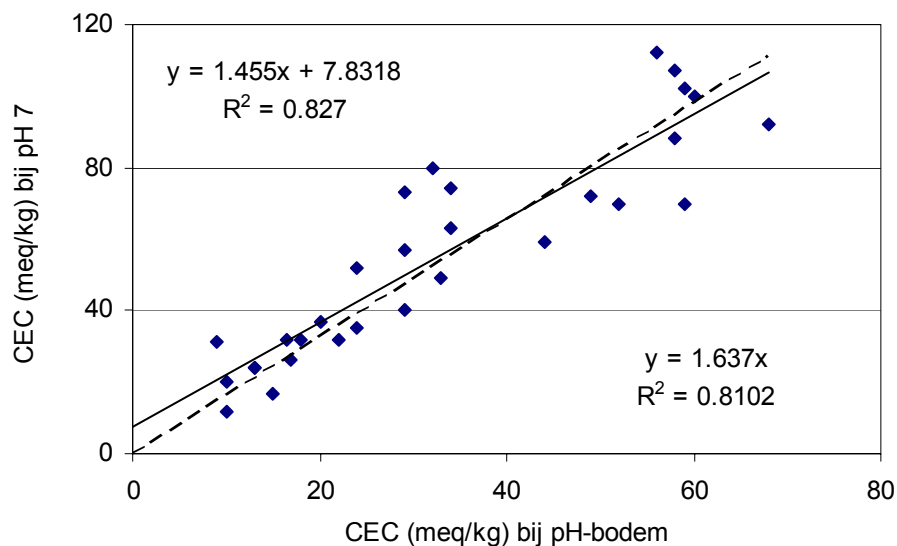


Fig. 5.3. Verband tussen de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) van 30 Level II bodemhorizonten gemeten bij pH 7 en pH-bodem (naar Van Den Berge *et al.*, 1992). De lijnen geven regressievergelijkingen weer die al dan niet door de oorsprong lopen.

Een alternatieve methode om de CEC bij een gebufferde pH van 6.5 te bepalen wordt gegeven door de handleiding (UBA, 2004). Hierbij wordt de CEC berekend bij twee pH-waarden om een schaalfactor af te leiden per proefvlak.

De CEC (meq kg^{-1}) kan berekend worden uit de pH en het klei- en organische koolstofgehalte (%) (UBA, 2004, naar Helling *et al.*, 1964):

$$CEC(pH) = (0.44 \cdot pH + 3.0) \cdot \text{klei} + (5.1 \cdot pH - 5.9) \cdot C_{org} \quad (5.6)$$

Volgens de handleiding (UBA, 2004) dient de gebruikte pH zo dicht mogelijk bij de gemeten pH van de bodemoplossing te liggen. Aangezien de pH van de bodemoplossing maar voor enkele proefvlakken beschikbaar is, gebruikten we pH-CaCl₂ van de bodem. Voor alle proefvlakken zijn ook metingen van het kleigehalte en het organische koolstofgehalte beschikbaar, zodat kan nagegaan worden in hoeverre de berekende CEC's overeenstemmen met meetwaarden. Dit wordt geïllustreerd in Fig. 5.4 voor de CEC van de afzonderlijke bodemlagen van 83 proefvlakken, geanalyseerd in 2004 bij pH-bodem. De berekende CEC-waarde overschat de gemeten waarde bij de lagere CEC-waarden ($< 150 \text{ meq kg}^{-1}$) en geeft een lichte onderschatting van de (weinig) hogere CEC-metingen. Het gebruik van pH-H₂O van de bodem in vergelijking 5.6 gaf minder goede resultaten dan pH-CaCl₂.

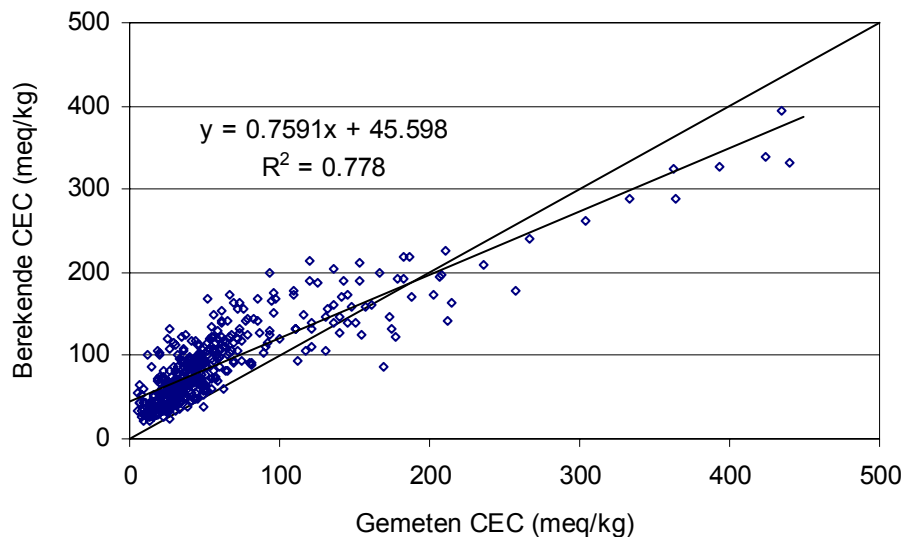


Fig. 5.4. Gemeten en met vergelijking (5.6) berekende kationenuitwisselingscapaciteit bij de bodem-pH voor vijf bodemlagen (tot 80 cm diepte) van 83 Level I en II proefvlakken (data 2004). De lijnen geven de 1:1 verhouding en de lineaire regressie weer.

De handleiding (UBA, 2004) stelt voor om de mogelijke inconsistentie tussen gemeten en berekende CEC-waarden op te vangen door gebruik te maken van de volgende schalingsmethode:

$$CEC_{pH=6.5} = CEC_{pH-bodem} \cdot \frac{CEC_{berekend}(6.5)}{CEC_{berekend}(pH_{bodem})} \quad (5.7)$$

waarbij het subscript *berekend* slaat op de CEC-waarden geschat via vergelijking (5.6), en pH-bodem de actuele gemeten pH-CaCl₂ van de bodem is. De tweede term van het rechterlid is dan de schalingsfactor om ongebufferde CEC-metingen bij pH-bodem om te zetten naar afgeleide CEC-waarden bij pH 6.5. Fig. 5.5 illustreert deze werkwijze voor de gewogen gemiddelde CEC van de bovenste 50 cm van de bodem voor de Level I en II proefvlakken. De verhouding tussen de afgeleide CEC bij pH 6.5 en de gemeten CEC bij pH-bodem varieert van 1.1 tot 2.2, met een mediaanwaarde van 1.58. De helling van de regressie door de oorsprong bedroeg 1.37 (Fig. 5.5). Voor de afgeleide CEC bij pH 7 was de helling van deze

regressie gelijk aan 1.47, wat iets lager is dan de verhouding afgeleid uit de metingen van Van Den Berge *et al.* (1992) (= 1.64, Fig. 5.3). De afgeleide CEC bij pH 6.5 (bovenste 50 cm van de bodem) varieert voor de beschouwde proefvlakken tussen 16 en 298 meq kg⁻¹, met een mediaanwaarde van 62 meq kg⁻¹ (Fig. 5.5).

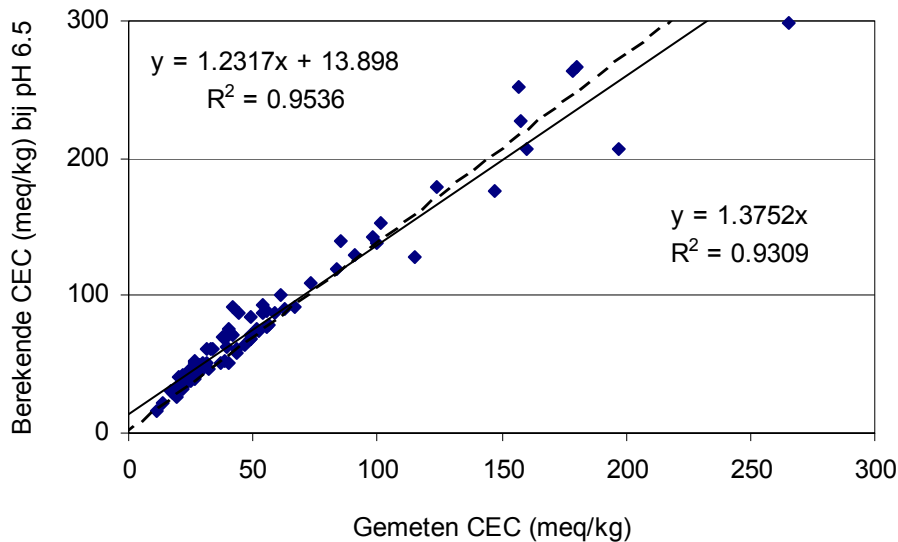


Fig. 5.5. Kationenuitwisselingscapaciteit van de bovenste 50 cm van de bodem gemeten bij pH-bodem en berekend met vergelijking (5.7) bij pH 6.5 voor 83 Level I (data 2004) en Level II (data 1992) proefvlakken.

5.2.3.2. Basenverzadiging

In het VSD-model wordt de uitwisselbare hoeveelheid Bc uitgedrukt als basenverzadiging, i.e. het aandeel van de som van de uitwisselbare hoeveelheid K⁺, Ca²⁺ en Mg²⁺ op de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) van het klei-humus-complex.

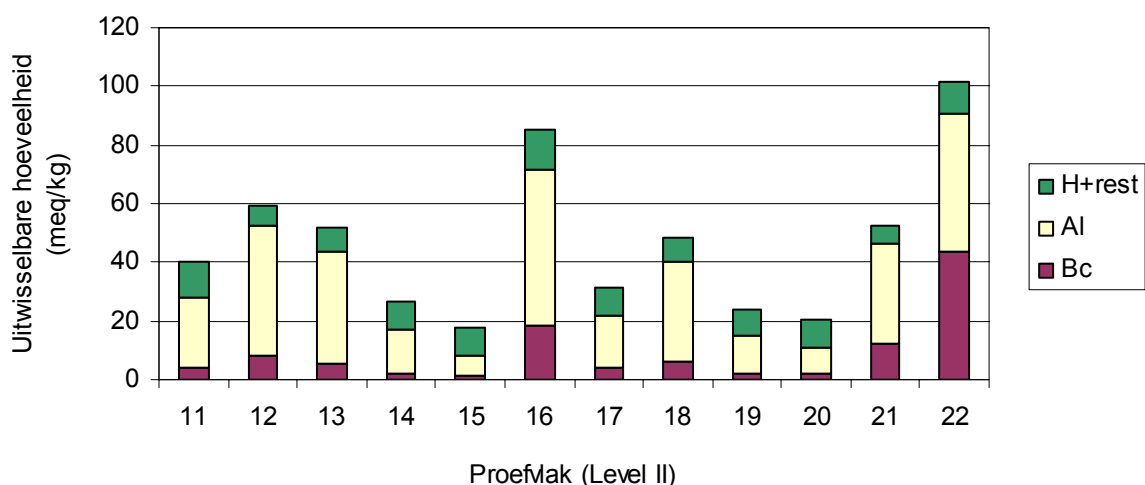


Fig. 5.6. Uitwisselbare hoeveelheid basische kationen (Bc), Al en H (+overige kationen) voor 12 Level II-proefvlakken. Gewogen gemiddelde waarden voor de bovenste 50 cm van de bodem bij de actuele pH van de bodem (data 1992).

Voor alle Level I en II proefvlakken zijn metingen van de uitwisselbare hoeveelheid kationen (Na, K, Ca, Mg, Al, uitwisselbare zuurheid) beschikbaar per bodemhorizon, bij de actuele pH van de bodem. Per proefvlak kan dus via de laagdikte en de bulkdensiteit een gewogen gemiddelde berekend worden (vergelijking 5.3) van de uitwisselbare hoeveelheden Bc, Al, en de overige kationen voor de bovenste 50 cm van de bodem, zoals geïllustreerd voor de Level II proefvlakken (Fig. 5.6).

De in VSD gevraagde invoer is de basenverzadiging bij pH 6.5. Deze basenverzadiging bij pH 6.5 werd berekend uit de gemeten hoeveelheid uitwisselbare kationen (Bc) en de uit metingen afgeleide CEC bij pH 6.5 (vergelijking 5.7). Voor de 83 Level I en II proefvlakken (data 2004) varieerde de basenverzadiging voor de bovenste 50 cm van de bodem bij pH 6.5 tussen 2 en 92%, met een mediaanwaarde van 8% en een gemiddelde van 18%. Voor bijna drie vierde van de onderzochte plots is de afgeleide basenverzadiging bij pH 6.5 lager dan 20% (Fig. 5.7). Merk op dat de basenverzadiging bij pH 6.5 gemiddeld 37% lager is dan de actuele basenverzadiging van de bosbodems (cf. Fig. 5.5).

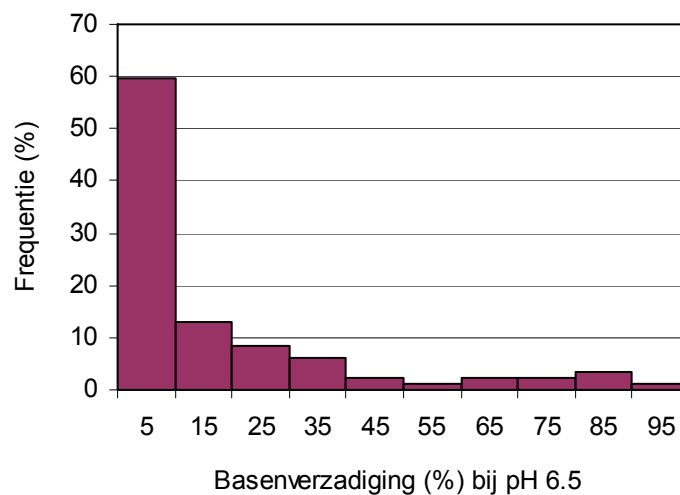


Fig. 5.7. Frequentie (%) van de afgeleide basenverzadiging (0-50 cm) bij pH 6.5 voor 83 Level I (data 2004) en Level II (data 1992) proefvlakken.

Voor 21 proefvlakken (10 internationale Level I en 11 huidige Level II proefvlakken) zijn bodemchemische metingen beschikbaar voor 1991/1993 en voor 2004. Fig. 5.8 vergelijkt de basenverzadiging in 2004 ten opzichte van de waarden van begin de jaren '90. Voor bepaalde proefvlakken is de verandering erg groot voor een periode van tien jaar, waarschijnlijk door de inherente ruimtelijke variabiliteit van de metingen en door methodologische verschillen.

5.2.3.3. Uitwisselingsconstanten

Voor de kationenuitwisseling wordt in het VSD-model, en ook in de meeste andere dynamische modellen (zie hoofdstuk 4), enkel onderscheid gemaakt tussen H, Al, en de som van de uitwisselbare basische kationen Bc. Om de uitwisseling tussen deze drie componenten te beschrijven zijn - na het vastleggen van een uitwisselingsmodel - twee uitwisselingsconstanten nodig (zie 3.5.1).

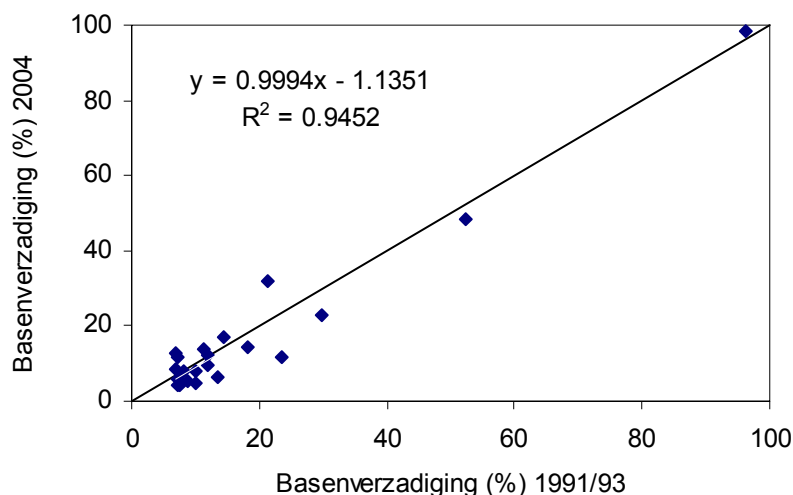


Fig. 5.8. Basenverzadiging (%; 0 - 50 cm) voor de 10 internationale Level I proefvlakken (1993 en 2004) en de 11 huidige Level II proefvlakken (1991 en 2004) in Vlaanderen. De diagonale lijn toont de lineaire regressie, die samenvalt met de 1:1 verhouding.

Het VSD-model laat de keuze tussen twee types uitwisselingsvergelijkingen. Uit Nederlands onderzoek blijkt dat Gapon-uitwisselingsconstanten sterker met elkaar gecorreleerd zijn dan de overeenkomstige Gaines-Thomas-uitwisselingsconstanten, in het bijzonder voor zandige bodems (de Vries en Posch, 2003). Een sterke positieve correlatie tussen uitwisselingsconstanten betekent dat de verhouding van twee uitwisselingsconstanten meer karakteristiek is voor een bepaald bodemtype, en dus minder variabel, dan hun absolute waarden, die vaak sterk variëren in grootte-orde. Ook voor Waalse bosbodems bleek dat het Gapon-model betere resultaten gaf bij labo-experimenten (V. Brahy, persoonlijke mededeling). In deze studie zal daarom het uitwisselingsmodel volgens Gapon gebruikt worden (vergelijking 3.28).

Uitwisselingsconstanten kunnen afgeleid worden uit simultane metingen van de kationen op het adsorptiecomplex en in de bodemoplossing. Deze metingen zijn voor Vlaanderen maar beschikbaar voor vijf Level II proefvlakken. Het afleiden van selectiviteitscoëfficiënten levert weinig bruikbare informatie bij de berekening van streeflasten omdat (i) deze coëfficiënten standplaatsafhankelijk zijn, (ii) in VSD waarden gebruikt worden die gelden voor een pH van 6.5 en (iii) VSD *Access* niet toelaat om eigen waarden te gebruiken:

- Uitwisselingsconstanten kunnen sterk variëren en zijn ongekend voor de meeste standplaatsen, en worden daarom gecalculeerd in modellen als SAFE, MAGIC, en VSD. VSD calibreert een paar van uitwisselingsconstanten (k_{AlBc} en k_{HBc}) op basis van de basenverzadiging gemeten in een bepaald jaar, en in de veronderstelling dat de afgeleide initiële basenverzadiging bij het begin van de simulatieperiode in evenwicht is met de depositie op dat tijdstip. In VSD *Studio* kunnen eigen waarden voor uitwisselingsconstanten worden ingegeven. In de *Access*-versie van VSD die voor het berekenen van streeflasten op regionale basis wordt gebruikt, gebeurt echter een automatische aanpassing op basis van de basenverzadiging. De Bc-Al-H uitwisseling zoals geïmplementeerd in VSD (en SAFE) kenmerkt zich door het feit dat de twee uitwisselingsconstanten (k_{AlBc} en k_{HBc}) niet uniek zijn, maar dat een oneindig aantal paren van geschikte constanten resulteert in een waargenomen basenverzadiging. De enige variabelen die volgens de VSD-handleiding veranderen tussen geschikte paren van uitwisselingsconstanten zijn de uitwisselbare fracties E_{Al} en E_H .

- De uitwisselingsconstanten in VSD hebben betrekking op de CEC genormaliseerd voor een gebufferde bodem bij pH 6.5. Deze waarden zullen verschillen van de uitwisselingsconstanten die afgeleid kunnen worden uit de beschikbare metingen voor Vlaanderen. In het eerder vermelde Nederlandse onderzoek (de Vries en Posch, 2003) werden immers uitwisselingsconstanten bepaald bij gebufferde bodems (pH 6.5) en vergeleken met onafhankelijke resultaten voor Zwitserse zand- tot leembodems bepaald bij de actuele CEC van de bodem. De Gapon-coëfficiënten bij de Nederlandse zandbodems bleken algemeen hoger voor H versus Bc en lager voor Al versus Bc dan bij de Zwitserse bodems, en dit verschil werd voornamelijk toegeschreven aan het al dan niet bufferen bij pH 6.5 (de Vries and Posch, 2003).

In *VSD Studio* kan de verhouding tussen de uitwisselingsconstanten voor Al-Bc en H-Bc aangepast worden om het aandeel van Al en H op het klei-humuscomplex te doen overeenkomen met meetwaarden. Dit aandeel is gekend voor de proefvlakken bij een actuele bodempH, maar niet bij een gebufferde pH van 6.5. Er zal nagegaan worden in welke mate de verhouding tussen de twee uitwisselingsconstanten de gesimuleerde uitspoeling van Al^{3+} en basische kationen beïnvloedt, en wat de impact is op de berekende streeflasten (zie 6.1.2.1).

5.2.4. (De)nitrificatie

Snelheidsconstanten en eventuele additionele parameters voor mineralisatie, nitrificatie en denitrificatie zijn vereist voor gedetailleerde modellen. Eenvoudige modellen gebruiken factoren tussen 0 en 1 die nitrificatie en denitrificatie berekenen als fractie van de (netto) stikstof input. N-mineralisatie wordt dan niet expliciet beschreven, maar is opgenomen in de netto-immobilisatie berekening. In analogie met het SMB-model voor kritische lasten veronderstelt het VSD-model complete nitrificatie, terwijl de denitrificatie met bodemafhankelijke factoren wordt geschat.

De (impliciete) nitrificatiefactor in VSD is dus gelijk aan 1. In feite omvat deze factor zowel het effect van nitrificatie als van preferentiële ammonium-opname door de vegetatie. Metingen van de verhouding tussen NH_4^+ en NO_3^- in het uitspoelingswater onder de wortelzone van bossen in de gematigde streken rechtvaardigen de veronderstelling van een (nagenoeg) volledige nitrificatie. Ondanks de zure bodemomstandigheden en de hoge atmosferische NH_4^+ -depositie was de NH_4^+/NO_3^- -ratio altijd lager dan 0.25 in verzuurde Nederlandse bosbodems, overeenkomend met een profielgemiddelde nitrificatiefractie van 0.75 tot 1 (de Vries *et al.*, 1995). Ook uit metingen in Vlaanderen blijkt dat de NH_4^+ -concentratie in het uitspoelingswater onder bos verwaarloosbaar is, in tegenstelling tot de NO_3^- -concentratie (Neiryneck *et al.*, 2002)

Voor denitrificatie worden verschillende functionele relaties met atmosferische depositie voorgesteld (UBA, 2004). In de eenvoudigste vorm wordt denitrificatie beschreven als een lineaire functie van de netto-N-input:

$$N_{de} = \begin{cases} f_{de} \cdot (N_{dep} - N_i - N_u) & \text{als } N_{dep} > N_i + N_u \\ 0 & \text{overige gevallen} \end{cases} \quad (5.8)$$

waarbij f_{de} de zogenoemde ‘denitrificatiefractie’ is, met een waarde tussen 0 en 1. Deze formulering veronderstelt impliciet dat immobilisatie en opname sneller gebeuren dan denitrificatie. Denitrificatie vindt plaats in zuurstofarme omstandigheden, zoals slecht gedraineerde bodems, en wordt bevorderd door de aanwezigheid van organisch materiaal. De

waarde van de denitrificatiefactor kan daarom geschat worden op basis van de bodemtextuur (de Vries *et al.*, 1993) en de drainagetoestand (Reinds *et al.*, 2001) (UBA, 2004). De gebruikte denitrificatiefactoren in het huidige onderzoek zijn identiek aan de factoren in de studies van Meykens en Vereecken (2001) en Langouche *et al.* (2001) (Tabel 5.11).

Tabel 5.11. Bepaling van de denitrificatiefraction (f_{de}) volgens textuur en drainageklasse.

Bodemtype (de Vries <i>et al.</i> , 1993)	Bodemtextuur	Drainageklasse	$f_{de}(-)$
Zandige of loessbodems zonder gley	Z, S, P, L	a, b	0.1
	Z, S, P, L	c	0.3
Zandige bodems met gley	Z, S, P, L	d, e, f, g, h, i	0.5
	A	alle klassen	0.6
Kleiige bodems	E, U	alle klassen	0.7
Veengronden	V	alle klassen	0.8

De meest voorkomende denitrificatiefactor was 0.5 (40% van de proefvlakken) (Tabel 5.12). Slechts aan een minderheid van de receptoren werd een denitrificatiefactor hoger dan 0.5 toegekend. De gemiddelde waarde voor f_{de} was 0.40.

Tabel 5.12. Denitrificatiefactor (f_{de}) in loofhout- en naaldhoutproefvlakken gebaseerd op bodemtextuur en drainageklasse volgens de bodemkartering, zoals gebruikt bij de streeflastberekening.

Bestandstype	$f_{de} (-)$					
	0.1	0.3	0.5	0.6	0.7	0.8
Loofhout	4	13	23	7	7	2
Naaldhout	14	6	7			
Totaal	18	19	30	7	7	2

De drainageklasse van de bodemkartering houdt geen rekening met de mogelijke verdroging die na het karteren in 1950-60 heeft plaatsgevonden. Daarom werd de denitrificatiefactor ook bepaald voor elk proefvlak bij een veronderstelde verschuiving naar een drogere vochttrap (Tabel 5.13). Deze veronderstelling verlaagde de geschatte denitrificatiefraction voor 35 van de 83 proefvlakken, en resulteerde in een gemiddelde waarde van f_{de} van 0.32. Aangezien moeilijk in te schatten is in welk mate de drainage van landbouwgronden geleid heeft tot de verdroging van bosbodems, werd de originele drainageklasse volgens de bodemkartering gebruikt bij het bepalen van f_{de} voor het berekenen van streeflasten (Tabel 5.12).

Tabel 5.13. Denitrificatiefactor (f_{de}) in loofhout- en naaldhoutproefvlakken gebaseerd op bodemtextuur en een veronderstelde drogere drainageklasse dan de bodemkartering.

Bestandstype	$f_{de} (-)$					
	0.1	0.3	0.5	0.6	0.7	0.8
Loofhout	17	10	13	7	7	2
Naaldhout	20	6	1			
Totaal	37	16	14	7	7	2

Als alternatief voor de lineaire relatie tussen denitrificatie en depositie (vergelijking 5.8) kan ook een niet-lineaire functie gebruikt worden, gebaseerd op het Michaëlis-Menten reactie-

mechanisme (UBA, 2004). Denitrificatie hangt hierbij af van de N-depositie, temperatuur, bodemvocht en pH. Deze methode kon niet gebruikt worden omdat het VSD-model deze benadering niet toelaat. Bovendien blijkt uit de studie van Craenen *et al.* (1996) dat de niet-lineaire benadering steeds hogere denitrificatiewaarden oplevert dan de lineaire benadering, zodat de laatste methode de voorkeur verdient op basis van het voorzorgsprincipe (Meykens en Vereecken, 2001).

5.2.5. Stikstofimmobilisatie

Bij het dynamisch modelleren van N-immobilisatie zijn de volgende invoergegevens nodig (zie 3.5.2) : (i) aanvaardbare lange-termijn N-immobilisatie ($N_{i,acc}$), (ii) grenswaarden voor de C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag waartussen netto N wordt vastgelegd, en (iii) de actuele C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag. Als bovenste bodemlaag wordt de minerale laag van 0-20 cm genomen, maar ook de strooisellaag wordt best meegerekend indien hiervoor gegevens beschikbaar zijn (J. Slootweg, CCE, persoonlijke mededeling).

Voor de aanvaardbare lange-termijn N-immobilisatie suggereert de handleiding (UBA, 2004) immobilisatiesnelheden van $1-2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Er blijkt momenteel echter geen consensus te bestaan over immobilisatiesnelheden die duurzaam zijn op lange termijn. In de studie van Langouche *et al.* (2001) werd een onderscheid gemaakt tussen bosbodems onder loofhout- en naaldhoutbestanden, met waarden van $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor loofhout en $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor naaldhout. Een hogere aanvaardbare N-immobilisatie in de bodems van naaldbossen werd in Langouche *et al.* (2001) verantwoord op basis van de hogere C/N-verhouding in het strooisel en de bovenste minerale bodem bij naaldhout. Bij de berekening van kritische lasten op Europese schaal wordt een vaste waarde van $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ gebruikt (Posch *et al.*, 2005).

Naast de bovenstaande waarden kan de kritische lange-termijn N-immobilisatie ook bepaald worden als een aanvaardbare N-toename van bv. 0.2% in het organisch materiaal van de bovenste minerale bodemlaag over een omloopsperiode van 100 jaar (Van Hinsberg en de Vries, 2003). Eenvoudigheidshalve werd hierbij verondersteld dat het organisch materiaal voor 50% uit koolstof (C) bestaat. Als toplaag werd de bovenste 20 cm beschouwd, terwijl Van Hinsberg en de Vries (2003) hiervoor 30 cm namen. Voor de 83 Vlaamse proefvlakken werden op die manier $N_{i,acc}$ -waarden bekomen die varieerden van 1.1 tot $5.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, behalve voor twee plots met hoge C-gehalten in de bodem. Voor deze beide plots werden de berekende $N_{i,acc}$ -waarden (20.7 en $6.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor plot 714 en 812, respectievelijk) vervangen door $N_{i,acc} = 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Na uitsluiting van plot 714 bedroeg de berekende $N_{i,acc}$ gemiddeld 3.1 en $2.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor respectievelijk loof- en naaldbos (220 en $185 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). Voor de kritische lastpunten werd de mediane $N_{i,acc}$ -waarde van de 83 streeflastpunten genomen, i.e. $2.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ($200 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$).

De additionale N-immobilisatie ($N_{i,t}$) wordt gesimuleerd op basis van de C/N-verhouding van de strooisellaag en de bovenste bodemlaag. De standaard grenswaarden voor de C/N-ratio in het VSD-model zijn gelijk aan 40 en 15. Bij het berekenen van streeflasten wordt een initiële C/N-verhouding bepaald, die automatisch gecalibreerd wordt op basis van (i) een tijdreeks van historische N-deposities en (ii) metingen van de koolstofvoorraad en de C/N-verhouding.

Voor alle Level I en II proefvlakken zijn metingen van het koolstof- en stikstofgehalte in 2004 beschikbaar van de strooisellaag (F- en H-laag samen) en per bodemhorizon, zodat de C- en N-voorraad in de bodem kan bepaald worden. Voor de 83 proefvlakken lag de C-

voorraad (0-20 cm) in 2004 algemeen tussen 2903 en 16935 g C m⁻² - met één uitschieter van 51690 g C m⁻² - en een mediaanwaarde van 6911 g C m⁻² (69 ton C ha⁻¹). De C-voorraad in de toplaag lag hoger (significantie p = 0.058, Wilcoxon rangsom-test) onder loofbos (8450 g C m⁻²) dan onder naaldbos (6460 g C m⁻²).

De gemeten C/N-verhouding in de bovenste bodemlaag varieerde van 10 tot 39 met een mediaan van 21 (Fig. 5.9). De gezamenlijke C/N-verhouding van de strooisellaag (F-H-laag) en de 0-20 cm minerale laag was gelijkaardig als voor de minerale toplaag laag afzonderlijk, maar lag algemeen lager voor de proefvlakken met een C/N-verhouding in de bovenste minerale bodemlaag hoger dan 30 (Fig. 5.10).

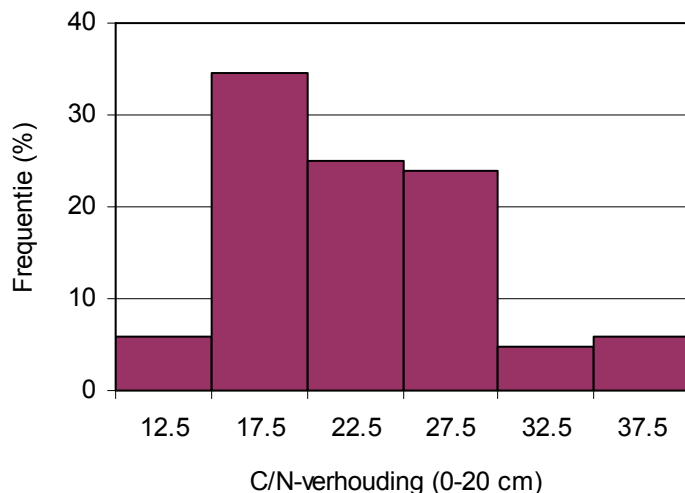


Fig. 5.9. Frequentie (%) van de C/N-verhouding van de bovenste minerale bodemlaag (0-20 cm) voor 83 Level I en II proefvlakken (data 2004).

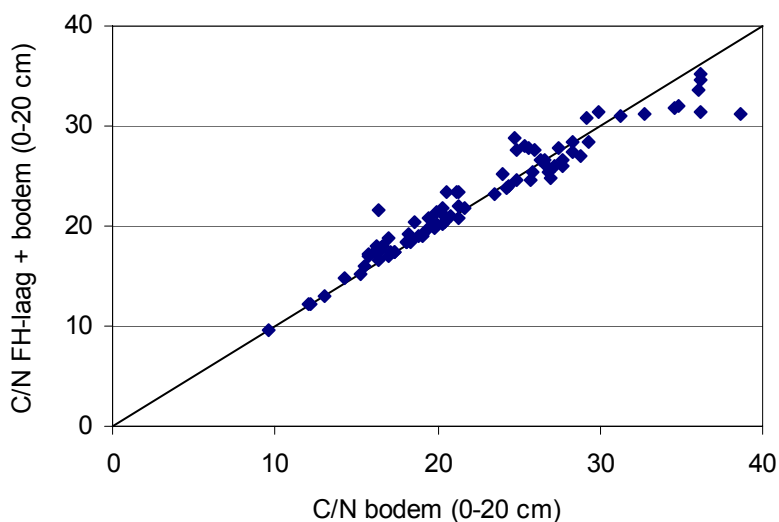


Fig. 5.10. C/N-verhouding van de bovenste minerale bodemlaag (0-20 cm) vs. de gezamenlijke C/N-verhouding van de bovenste minerale bodemlaag (0-20 cm) en de F- en H-strooisellaag voor 83 Level I en II proefvlakken (data 2004).

Voor vijf proefvlakken (met zomereik en populier) lag de in 2004 gemeten C/N-ratio⁴ lager dan de standaard minimale C/N-verhouding in het VSD-model ($CN_{\min} = 15$). Om de tijdsafhankelijke immobilisatie van N in de bodem ook voor deze vijf proefvlakken te kunnen simuleren, werd de waarde van CN_{\min} verlaagd van 15 tot 12. De gemeten C/N-verhouding van de strooisellaag en bovenste bodemlaag lag hoger in naald- dan in loofhoutbestanden, en nam over het algemeen af bij een fijnere bodemtextuur (Tabel 5.14).

Tabel 5.14. C/N-verhouding in de strooisellaag en bovenste minerale bodem (0-20 cm) van Level I en II proefvlakken (data 2004) voor de belangrijkste boomsoorten in functie van de bodemtextuurgroep. Het aantal proefvlakken per combinatie is tussen haakjes weergegeven.

Boomsoort	Textuurgroep			Gemiddeld
	Zandig	Lemig	Kleiig	
Loofhout				20 (50)
Beuk	28 (4)	20 (8)	19 (1)	23 (13)
Gewone es	-	18 (2)	22 (1)	19 (3)
Populier	17 (1)	13 (2)	12 (1)	14 (4)
Inlandse eik	21 (15)	18 (8)	17 (1)	20 (24)
Amerikaanse eik	25 (4)	18 (2)	-	23 (6)
Naaldhout				28 (27)
Corsicaanse den	32 (8)	-	-	32 (8)
Grove den	26 (19)	-	-	26 (19)

Voor 21 proefvlakken (de internationale Level I en de huidige Level II proefvlakken) zijn de C- en N-bodemgehaltenes meermaals bepaald. Er is een duidelijk verband tussen de resultaten in 2004 en 1991/93 ($r^2 = 0.64$; Fig. 5.11), maar de C/N-verhoudingen blijken veel lager in 2004 (gemiddeld 8 eenheden of 28% lager).

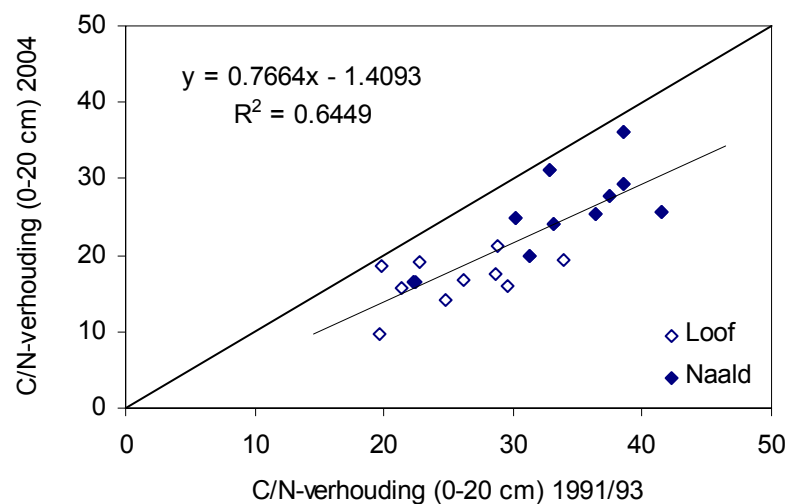


Fig. 5.11. C/N-verhouding (0-20 cm) voor de 10 internationale Level I proefvlakken (1993 en 2004) en de 11 huidige Level II proefvlakken (1991 en 2004) in Vlaanderen. De diagonale lijn stelt de 1:1 verhouding voor.

⁴ Voor proefvlak 801 was de C/N-ratio in de bovenste bodemlaag in 2004 gelijk aan 9.6, terwijl dat in 1991 gelijk was aan 19 (cf. Fig. 5.11). Om de parameter CN_{\min} omwille van dit proefvlak niet te moeten verlagen tot 9, werd voor plot 801 een C/N van 12.5 aangenomen, zodat $CN_{\min} = 12$ algemeen bruikbaar was.

Hoewel deze afname van de C/N-verhouding verwacht wordt omwille van de immobilisatie van N in de bodem bij een hoge N-aanvoer, is deze N-toename (uitgedrukt in kg N ha⁻¹ jaar⁻¹) onrealistisch groot. Fig. 5.11 suggereert dus dat de herhaalde C/N-metingen niet toelaten om betrouwbare uitspraken te doen over de N-immobilisatie in Vlaamse bosbodems tijdens het laatste decennium. Dit kan te wijten zijn aan het feit dat de bemonsteringen in de Level II plots in 1991/93 gebeurden per bodemhorizont, terwijl dat in 2004 volgens vaste dieptes was. De analyses werden ook uitgevoerd door twee verschillende laboratoria en met verschillende analytische methodes.

5.2.6. Bodemvochtgehalte

In dynamische modellen die gebruik maken van een ionenmassabalans is informatie vereist over het bodemvochtgehalte. Gegevens over het bodemvochtgehalte (θ) kunnen aangeleverd worden als onderdeel van een hydrologische module of afgeleid worden uit andere standplaatskarakteristieken. Metingen van θ zijn maar voor enkele bestanden in Vlaanderen beschikbaar. Dynamische bodemmodellen blijken bovendien eerder ongevoelig te zijn voor θ (Evans en Reynolds, 2003; UBA, 2004). Het gemiddelde jaarlijks bodemvochtgehalte θ (m³ m⁻³) werd daarom geschat als een lineaire functie van het kleigehalte (%), met een constante waarde van 0.27 voor kleigehaltes hoger dan 30% (Brady, 1974, in UBA, 2004):

$$\theta = \min \{0.04 + 0.0077 \cdot \text{klei}, 0.27\} \quad (5.9)$$

Het op die manier berekende vochtgehalte in de bovenste 50 cm van de proefvlakken varieerde tussen 0.05 en 0.27 met een mediaanwaarde van 0.12. In VSD Access kan echter maar één bodemvochtgehalte ingegeven worden voor alle proefvlakken. Hiervoor werd het mediane berekende vochtgehalte van de 83 punten gebruikt ($\theta = 0.12$).

5.3. Atmosferische depositie

In het VSD-model zijn tijdreeksen nodig voor de atmosferische depositie van N, S, Cl, Na, en van K, Ca, en Mg afzonderlijk of als de som van Bc.

5.3.1. Zeezoutcorrectie

Atmosferische depositie kan gecorrigeerd worden voor de bijdrage van aërosolen afkomstig van opstuiwend zeewater. Dit kan gebeuren op basis van de Na⁺- (of Cl⁻-)depositie door te veronderstellen dat alle Na⁺ afkomstig is van zeezouten en dat het verband tussen ionen en Na⁺ in regenwater (en droge depositie) hetzelfde is als in zeewater (UBA, 2004):

$$X_{dep}^* = X_{dep} - r_{XNa} \cdot Na_{dep} \quad (5.10)$$

met ^{*} : aanduiding van zeezout-gecorrigeerde depositie
 X : Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Cl⁻ en SO₄²⁻
 r_{XNa} : verhouding van ion X tot Na⁺ in zeewater ($r_{XNa} = 0.043$ voor Ca²⁺, 0.228 voor Mg²⁺, 0.021 voor K⁺, 1.166 voor Cl⁻ en 0.120 voor SO₄²⁻)

Deze correctie wordt dan behalve voor sulfaat ook toegepast voor chloride en de basische kationen om de ladingsbalans te behouden in bv. vergelijking 2.2. Er is discussie over het al dan niet corrigeren van atmosferische deposities voor de bijdrages afkomstig van zeezout. In gebieden die sterk beïnvloed worden door *sea spray* zijn er hoge Na⁺- en Cl⁻-bijdrages

afkomstig van zeezout. De definitie van totale potentiële verzurende depositie wordt dan problematisch, aangezien basische kationen een gunstige werking hebben op de voedings-toestand van planten ongeacht hun oorsprong of chemische vorm (bv. CaCl_2 vs. CaCO_3) (Sverdrup *et al.*, 1995). Wanneer een Al:Bc verhouding in de bodemoplossing wordt gebruikt als chemisch criterium voor kritische lasten, is het aangewezen de totale aanvoer van basische kationen te beschouwen (White *et al.*, 1996), zeker in bodems met een beperkte minerale verwerking (Elias en Cresser, 1997). Ook de handleiding (UBA, 2004) merkt op dat er nog geen betrouwbare methodiek beschikbaar is om onderscheid te maken tussen de emissie door antropogene bronnen en natuurlijke bronnen (bv. woestijnzand, winderosie van de bovenste bodemlaag) van basische kationen, behalve voor de mariene aanvoer.

De aanname dat alle Na^+ -depositie afkomstig is van zeezout-aërosolen is aanvaardbaar voor Vlaanderen. Op basis van vergelijking (5.10) wordt de depositie van Cl^- en Mg^{2+} nagenoeg volledig toegeschreven aan atmosferisch zeezout (Neiryck *et al.*, 2004). In onze regio maakt het al dan niet corrigeren van atmosferische deposities voor zeezouten echter weinig verschil voor de berekende potentieel verzurende depositie (vergelijking 2.2 en 2.3). Nagenoeg alle S-depositie in Vlaanderen is immers afkomstig van antropogene oorsprong. Voor de tien meetplaatsen van het depositiemeetnet verzuring van de Vlaamse Milieumaatschappij was in 2003 minder dan 5% van de sulfaatdepositie via neerslag afkomstig van zeenevel, behalve in de kustgemeente Koksijde (11%) (VMM, 2004). Verder is er voor onze regio weinig verschil tussen de $(\text{Cl}^- - \text{BC})$ -depositie en de zeezoutgecorrigeerde $(\text{Cl}^* - \text{Bc}^*)$ -depositie aangezien de gezamenlijke depositie van Na^+ en Mg^{2+} ongeveer equivalent is aan de depositie van Cl^- . De berekende potentieel verzurende depositie zonder zeezoutcorrectie (vergelijking 2.2) is dan ook quasi identiek aan het resultaat met zeezoutcorrectie (vergelijking 2.3) (Neiryck *et al.*, 2004), en hetzelfde geldt voor de berekende kritische- en streeflasten⁵.

Kritische lasten (en streeflasten) worden vaak vergeleken met stikstof- en zwaveldeposities afkomstig van antropogene emissies, waarbij S afkomstig van zeezout-aërosol uitgesloten wordt uit de vergelijkingen. Bij de dynamische modellering van bodemverzuring zijn echter de effectieve, niet voor zeezout gecorrigeerde depositiewaarden nodig, aangezien de ionen afkomstig uit zeezout ook in de bodemoplossing voorkomen. Om de berekende streeflasten te vergelijken met enkel op basis van antropogene bronnen gemodelleerde S-deposities (zoals in het EMEP-model), kan de S-aanvoer afkomstig van zeezout daarom worden afgetrokken van de berekende kritische last of streeflast voor S (J. Slootweg, CCE, persoonlijke mededeling). Deze zeezoutcorrectie heeft in de Vlaamse situatie een erg beperkte impact op de resultaten, en werd niet uitgevoerd in de huidige studie.

5.3.2. Depositie van stikstof en zwavel doorheen tijd

Zwavel- en stikstofdeposities zijn bij kritische lasten enkel nodig voor het berekenen van de overschrijding van de lasten. Bij het berekenen van streeflasten is de temporele ontwikkeling van de S- en N-deposities echter de sturende variabele voor elk dynamisch model.

⁵ Merk op dat in Langouche *et al.* (2001) een zeezoutcorrectie werd uitgevoerd voor Cl^- , maar niet voor K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} . De kritische last voor verzuring werd immers berekend met $\text{BC}_{\text{dep}}^* = \text{Bc}_{\text{dep}}^*$ en $\text{Cl}_{\text{dep}}^* = 0$, terwijl bij een consequente zeezoutcorrectie $\text{BC}_{\text{dep}}^* = \text{Bc}_{\text{dep}}^*$. Als gevolg hiervan zijn de in Langouche *et al.* (2001) gerapporteerde waarden voor $\text{CL}_{\text{max}}(\text{N}+\text{S})$ (met $\text{N}_{\text{de}} = 0$) een waarde $(\text{Bc}_{\text{dep}} - \text{Bc}_{\text{dep}}^*)$ hoger dan de herberekende kritische lasten. Met de in deze studie gebruikte depositiewaarden stemt dit overeen met een gemiddelde overschatting van ongeveer $150 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

Voor het tijdsverloop van de N- en S-depositie zijn op Europees vlak gegevens beschikbaar via het EMEP-model (*Co-operative programme for monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe*) voor een 50 x 50 km² rooster. Op basis van historische emissiedata en de gevolgen van afgesproken emissiereducties in Europa werden door Schöpp *et al.* (2003) tijdseries berekend voor de periode 1880-2030 voor een 150 x 150 km² rooster. De tijdreeksen voor 150-km² cellen werden omgeschaald naar 50-km² cellen op basis van de verhouding van de berekende deposities van beide modellen in 2000 (Posch *et al.*, 2005). Deze EMEP-tijdreeksen voor de N- en S-depositie in de Belgische 50-km² cellen werden door het CCE meegeleverd met de Access-versie van het VSD-model, en zullen verder in de tekst omschreven worden als de ‘EMEP-deposities’.

De handleiding (UBA, 2004) stelt dat de 50-km² celgemiddelde depositiewaarde indien nodig kan aangepast worden via een lokaal depositie-(aanpassings)model, bv. voor bosvegetatie. De atmosferische depositie in bossen overschrijdt immers meestal de celgemiddelde depositie omwille van de zogenoemde filterwerking van de kroonlaag. De filterwerking van bossen wordt mee bepaald door de vegetatiestructuur en is dus eigenlijk afhankelijk van boomsoort en bestandsleeftijd. Een voorbeeld van een model dat hiermee rekening houdt is MAKEDEP, dat deel uitmaakt van het SAFE model (Warfvinge *et al.*, 1993). In andere modellen wordt echter geen rekening gehouden met het effect van een veranderende bosstructuur voor het berekenen van het depositieniveau.

De EMEP-tijdreeksen (1880-2010) worden standaard gebruikt in de Access-versie van het VSD-model, waarbij gekozen kan worden tussen de atmosferische N- en S-depositie voor bosvegetatie en voor andere (semi-)natuurlijke vegetatie. Fig. 5.12 illustreert de evolutie van de atmosferische depositie op bos voor de 50 x 50 km² cellen waarvan meer dan 5% van de oppervlakte in Vlaanderen ligt (cf. Tabel 5.4). De berekende stikstofdepositie vertoont een sterke stijging na 1950 met een piek rond 1980-1985 en een gestage afname tot op het niveau van de jaren 1970 in 2010 (Fig. 5.12). De berekende zwaveldepositie vertoont een nog sterkere stijging na de tweede wereldoorlog met een piek rond 1970 en een sterke afname vanaf 1980.

Voor de recente (1990-2004) S- en N-depositie in Vlaanderen zijn er drie informatiebronnen:

1. Deposities op basis van emissies via het EMEP-model voor 50 x 50 km² hokken
2. Deposities op basis van emissies via het OPS-model voor 250 x 250 m² hokken
3. Deposities op basis van doorvalmetingen via het kroonbudgetmodel voor vijf Level II proefvlakken

Op het niveau van Vlaanderen worden N- en S-deposities bepaald via het atmosferische verspreidingsmodel OPS (Operationeel Prioritaire Stoffen model) op basis van emissies in Vlaanderen en daarbuiten, met een ruimtelijke resolutie van 1 x 1 km² (MIRA Achtergrond-document verzuring, 2004). In de kritische lasten studie voor bos van Langouche *et al.* (2001) werd de overschrijding van de kritische lasten per receptorpunt bepaald via de tijdsgemiddelde OPS-depositie in de periode 1993-1998.

De OPS-depositie werd in Langouche *et al.* (2001) aangepast via zogenoemde rand- en filterfactoren voor receptoren in een bosrand (50 m) of onder naalddhout. Omwille van de verhoogde depositie in bosranden blootgesteld aan de dominante windrichting, werd de OPS-depositie toen vermenigvuldigd met een randfactor (1.1 tot 2.0) op basis van een op landschapniveau berekende ruweheidslengte (Neiryneck *et al.*, 2001; De Ridder *et al.*, 2004). De berekende NH_x- en SO_x-depositie werd toen met 20% verhoogd voor naalddhoutbestanden

omwille van het altijdgroene karakter, de fijne naaldstructuur en de vaak hogere kroon-
dichtheid dan bij loofhout (De Schrijver *et al.*, 2004).

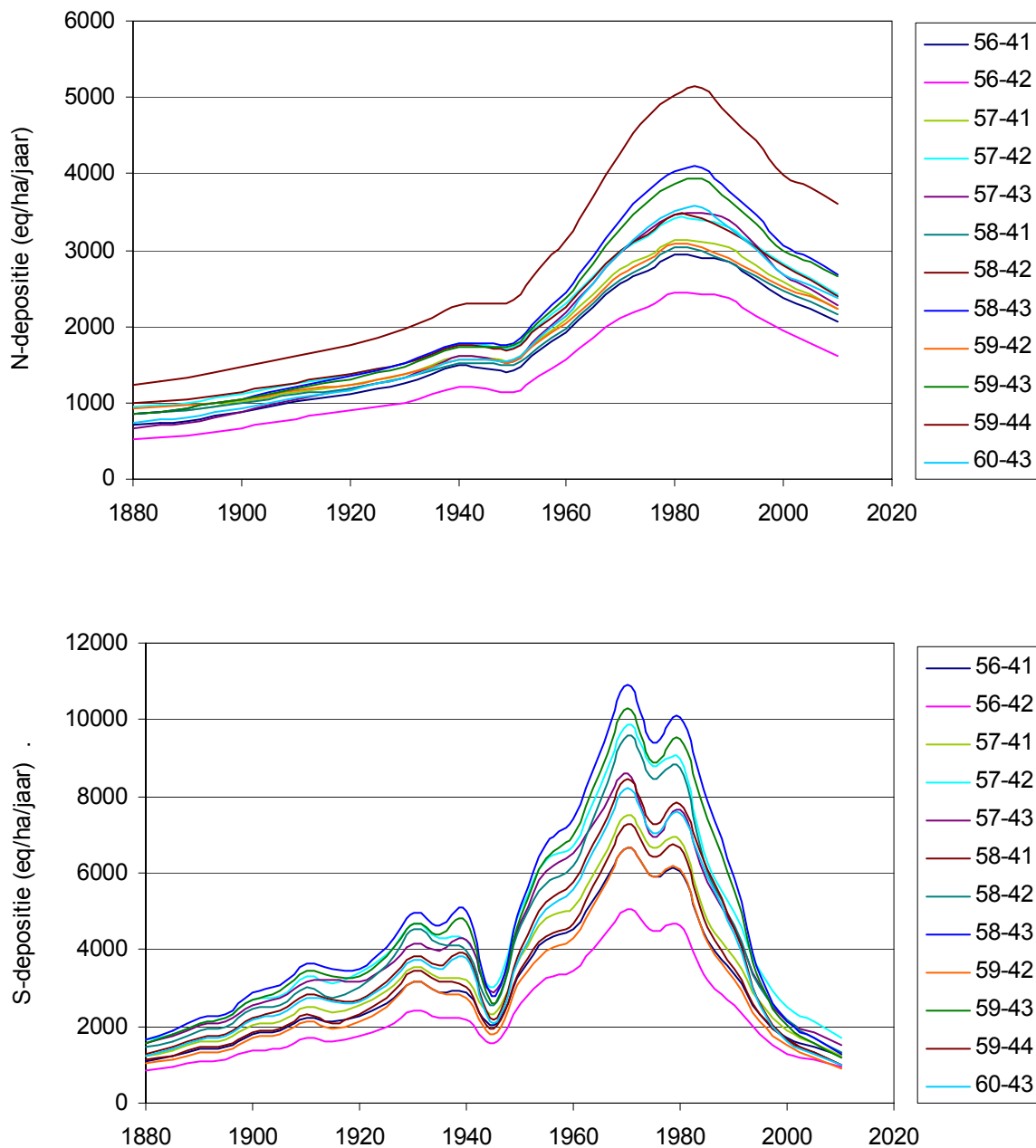


Fig. 5.12: Tijdreeks voor atmosferische stikstof- en zwaveldepositie op bos volgens het EMEP-model voor 50 x 50 km² hokken in Vlaanderen. De legende verwijst naar de EMEP-50 coördinaten van het middelpunt van de hokken (bron: *VSD-Access*).

In de huidige studie werd opnieuw het OPS-model gebruikt om de jaarlijkse N- en S-depositie per receptorpunt te bepalen voor de jaren 1990 en 1996-2004. De berekeningen gebeurden door de VMM (P. Van Avermaet). In de standaardinstelling van de gebruikte OPS-versie wordt voor de berekening van N- en S-deposities op puntniveau een ruwheids-
lengte (z_0) afgeleid uit een Corine-bodemgebruikkaart van 250 x 250 m². De z_0 -waarde van een puntlocatie wordt gelijkgesteld aan die van de linkeronderhoek van de 250-m² cel waarin

de locatie zich bevindt. Als gevolg hiervan schommelde z_0 sterk tussen de verschillende punten, met waarden van 0.04 tot 1.2 m en een mediaan van 0.3 m (wat laag is voor bos). Daarom werd een nieuwe berekening uitgevoerd met een vaste z_0 -waarde voor alle receptoren, zodat het OPS-model de regionale variabiliteit van de droge N- en S-depositie berekende in functie van de gemodelleerde luchtconcentraties, zonder een bijkomende (fictieve) variatie toe te voegen op basis van - voor bosvegetatie - lage z_0 -waarden. De OPS-depositie voor N en S werd twee maal berekend voor de 83 locaties en vermelde jaren, nl. met een vaste parameterwaarde $z_0 = 1.2$ m en $z_0 = 1.5$ m. Het verhogen van z_0 van 1.2 naar 1.5 m verhoogde de berekende OPS-depositie voor S en N met maar 3-4%.

Gezien het kleine verschil tussen de OPS-deposities met beide z_0 -waarden werd geen onderscheid gemaakt in z_0 -waarde tussen naald- en loofhout. Als alternatief konden eventueel de eerder vermelde filterfactoren gebruikt worden. Het is echter niet evident om algemeen geldende filterfactoren te bepalen: hoewel een fijne, altijdgroene naaldstructuur normaal gezien tot hogere deposities leidt dan bij loofhout, hangt de werkelijke depositie ook af van de bestandshoogte, bladoppervlakte-index en kroonstructuur. Er werden ook geen bosrandfactoren gebruikt, omdat een dergelijk bosrandeffect afhankelijk is de ligging van de bosrand t.o.v. de dominante ZW-windrichting en t.o.v. emissiebronnen. De in deze studie vermelde OPS-deposities hebben dan ook betrekking op de waarden berekend met een vaste ruwheidslengte ($z_0 = 1.2$ m). Dit is ook de werkwijze die tot nu toe bij het MIRA gebruikt werd.

Naast modellen als EMEP en OPS, die N- en S-deposities schatten op basis van emissies, kan de atmosferische depositie voor een specifiek bosbestand ook worden afgeleid uit neerslag-, doorval- en stamafvloeiingen. De depositie onder de kroonlaag van een bos levert een schatting van het geheel van natte en droge atmosferische depositie, na correctie voor de ionenuitwisseling tussen de kroonlaag en het neerslagwater (Draaijers *et al.*, 1996). De hiervoor ontwikkelde methodiek, het kroonbudgetmodel (Draaijers en Erisman, 1995), wordt ook toegepast in vijf Vlaamse Level II-proefvlakken (Neiryneck *et al.*, 2004). Deze gecorrigeerde doorval- en stamafvloeiingen worden verder afgekort als 'DVc'. In tegenstelling tot de EMEP- en OPS-modellen worden hiermee deposities bekomen voor een specifiek bosbestand. Uit meer geavanceerde, inferentiële depositiemetingen blijkt dat deze indirect bepaalde DVc-deposities goede resultaten geven voor S, maar de N-depositie kunnen onderschatten (Neiryneck *et al.*, 2004).

Er kan een vergelijking gemaakt worden tussen de N- en S-depositietijdreeksen (1994-2004) volgens EMEP, OPS en DVc. Fig. 5.13 toont (i) de gemiddelde DVc-depositie voor S en N in vijf Level II proefvlakken in vergelijking met (ii) de gemiddelde EMEP-depositie voor de 50 x 50 km² hokken waarin deze Level II proefvlakken gelegen zijn (EMEP-cellen 56-41, 57-42, 58-42, 58-43, 58-44) en (iii) de gemiddelde OPS-depositie voor deze vijf proefvlakken.

Voor stikstof toont Fig. 5.13 een aanvaardbare overeenstemming tussen het depositieniveau volgens EMEP, OPS en DVc, zeker wanneer rekening gehouden wordt met de verwachte onderschatting van N in de DVc-benadering. Ook voor de trend tussen 1994 en 2004 is er een redelijke overeenstemming tussen de verschillende benaderingen. Er dient wel opgemerkt te worden dat de DVc- en de OPS-depositie in een bepaald jaar onder meer afhankelijk zijn van de neerslaghoeveelheid, terwijl de EMEP-resultaten niet gecorrigeerd zijn voor de variatie in de jaarlijkse neerslag tijdens de meetperiode (zie Fig. 5.19). Voor zwavel is er een goede overeenstemming tussen de gegevens van OPS en DVc, zowel wat het niveau als wat de trend betreft (Fig. 5.13). De S-depositie volgens EMEP bedraagt in 1995 echter bijna het

dubbele van de S-depositie volgens DVc en OPS. De gemiddelde EMEP S-depositie neemt tussen 1995 en 2000 sneller af dan volgens DVc en OPS, waardoor de S-depositie volgens EMEP in 2000 nog 45% hoger is dan volgens de twee andere methoden.

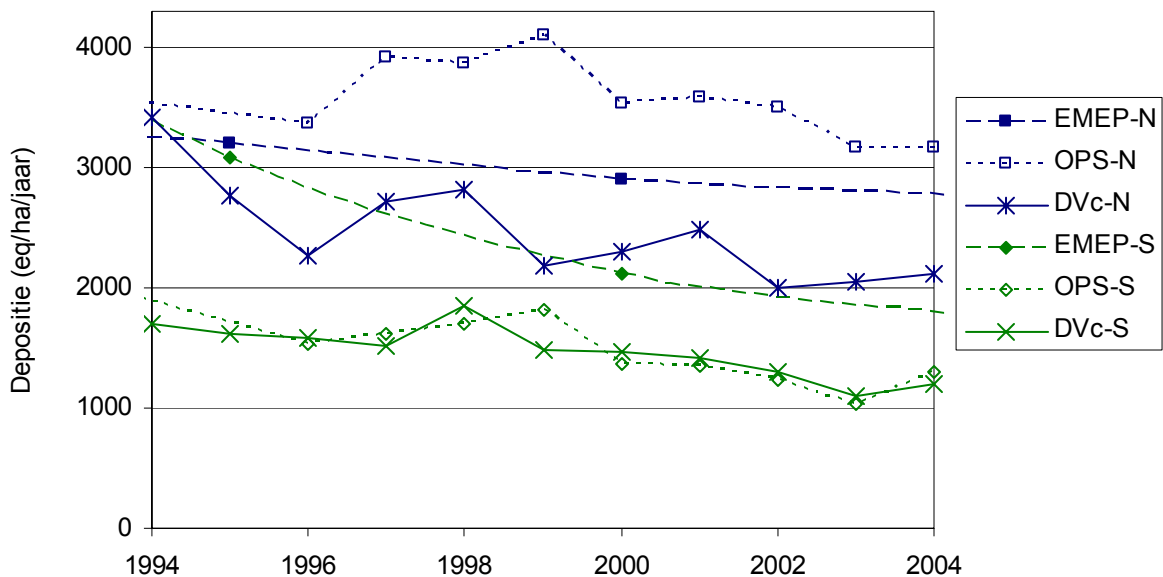


Fig. 5.13: Gemiddelde N- en S-depositie voor vijf Vlaamse Level II proefvlakken volgens het EMEP-model, het OPS-model en gecorrigeerde doorvalmetingen (DVc). De EMEP-waarden voor bos zijn gebaseerd op de 50 x 50 km² hokken waarin de vijf proefvlakken liggen.

Fig. 5.14 illustreert het verband tussen de S- en N-depositie in het jaar 2000 volgens EMEP, OPS (enkel N en S) en DVc voor vijf Level II proefvlakken afzonderlijk. Voor N is er een positief verband tussen de drie verschillende informatiebronnen, behalve voor de via OPS berekende N-depositie voor proefvlak 11. De S-deposities volgens het OPS-model en DVc stemmen redelijk goed overeen voor vier van de vijf proefvlakken, maar de door EMEP berekende verschillen in S-depositie worden niet bevestigd door de doorvalmetingen. Een nagenoeg identieke figuur werd bekomen door de DVc- en OPS-depositie uit te middelen in de periode rond het jaar 2000 (bv. 1999-2001). Zoals eerder opgemerkt is de depositie op een bepaalde plaats afhankelijk van het bostype, zodat het moeilijk is om de EMEP- en OPS-data, die voor bosvegetatie in het algemeen gelden, ten gronde te vergelijken met de DVc-metingen.

Samenvattend stellen we vast dat het geschatte niveau van de atmosferische N- en S-depositie verschilt naargelang de gebruikte methodiek. De onderhandelingen op Europees niveau over mogelijke emissiereducties per land zijn gebaseerd op kritische lasten en dynamische modellering via EMEP-gegevens. De berekende streeflasten worden in de *Working Group on Effects* dan ook vergeleken met de EMEP-deposities. Het CCE raadt daarom aan om de streeflastberekeningen in elk geval uit te voeren op basis van de EMEP-tijdreeksen voor N en S, en eventueel een bijkomend berekening te doen met regionale depositiegegevens. In deze studie gebruiken we dan ook in eerste instantie de EMEP-deposities om streeflasten te berekenen, maar testen we ook de OPS-deposities.

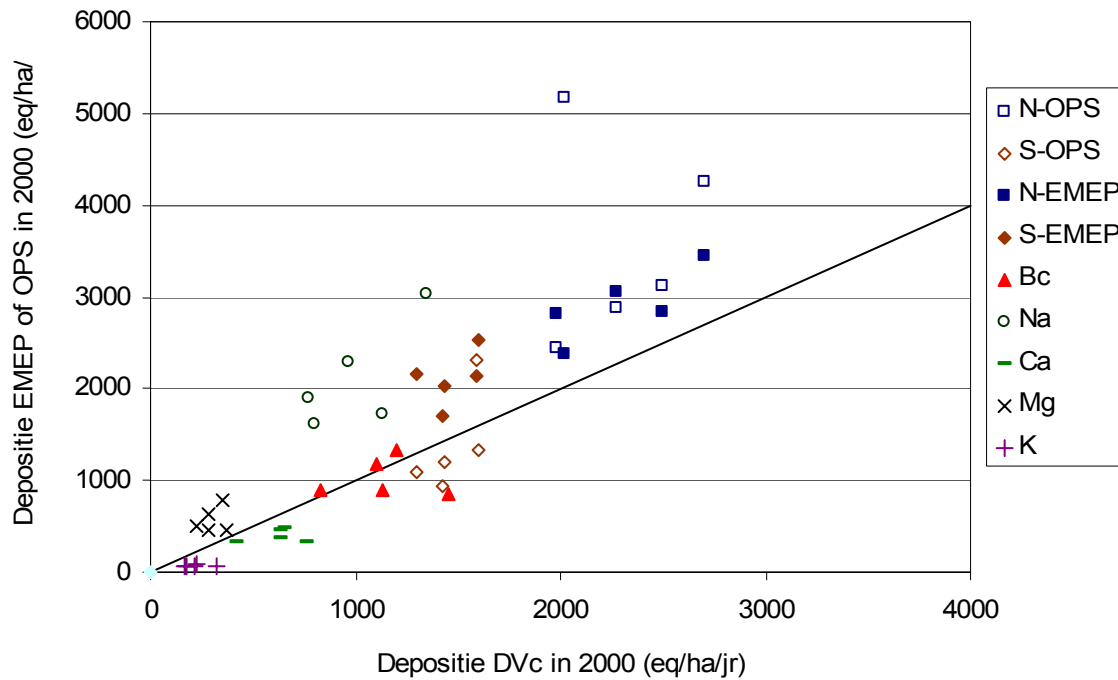


Fig. 5.14: Atmosferische depositie per element in het jaar 2000 voor vijf Vlaamse Level II proefvlakken volgens het EMEP- en OPS-model (enkel N en S) in vergelijking met gecorrigeerde doorvalmetingen (DVC). De diagonale lijn geeft een 1:1 verhouding weer.

Voor het historische verloop van N- en S-depositie beschikken we echter enkel over de EMEP-tijdreeksen. Om de N- en S-deposities volgens het OPS-model te gebruiken werden de EMEP-tijdreeksen daarom omgezet naar OPS-depositietijdreeksen. Dit gebeurde door een schaalfactor af te leiden per proefvlak op basis van de modelberekeningen voor de periode 1990-2005. Per proefvlak werd de verhouding genomen van de N- of S-depositie in 1990-2005 volgens het OPS-model en volgens het EMEP-model voor de 50-km² cel waarin het proefvlak ligt. De gemiddelde EMEP-depositie per 50-km² cel tussen 1990 en 2005 werd bepaald als het rekenkundig gemiddelde van de vier beschikbare jaren in deze periode (1990, 1995, 2000 en 2005). De gemiddelde OPS-depositie per proefvlak voor deze periode werd bepaald als de gewogen gemiddelde depositie voor de jaren 1990 (weegfactor 1/4) en 1996 t.m. 2004 (weegfactor 3/4). Deze herschalingsmethode veronderstelt dus dat de verhouding van de gemiddelde OPS- en EMEP-deposities over deze 15-jarige periode representatief is voor de volledige simulatieperiode (1880-2100). Om streeflasten te berekenen met *VSD Access* was een beperkte aanpassing van de *Visual Basic*-code nodig, zodat het programma de OPS-tijdreeksen gebruikte in plaats van de standaard EMEP-tijdreeksen (zie bijlage 2).

Fig. 5.15 toont de tijdsgemiddelde (1990-2004) OPS-depositie in relatie tot EMEP-waarden voor de afzonderlijke streeflastreceptoren. De gemiddelde verhouding tussen de OPS- en EMEP-depositie was 0.6 voor S (0.4 tot 1.2) en 1.1 voor N (0.7 tot 2.9). Voor S was de OPS-depositie (1990-2004) gemiddeld dus 40% lager dan de EMEP-depositie. Voor N was er in 45 van de 83 punten een goede overeenstemming tussen OPS en EMEP (verhouding 0.8 tot 1.2). In zes punten lag de puntspecifieke OPS-N-depositie echter meer dan dubbel zo hoog als de 50-km² EMEP-N-depositie. Dit komt waarschijnlijk door het grote verschil in de ruimtelijke schaal tussen beide modellen. Het OPS-model gebruikt ruimtelijk veel gedetailleerdere emissies om de depositie te berekenen, wat sterk tot uiting komt bij N omwille van het grote aandeel van NH₃ in de N-depositie en de korte verblijfstijd van NH₃ in de atmosfeer t.o.v. SO₂ en NO_x.

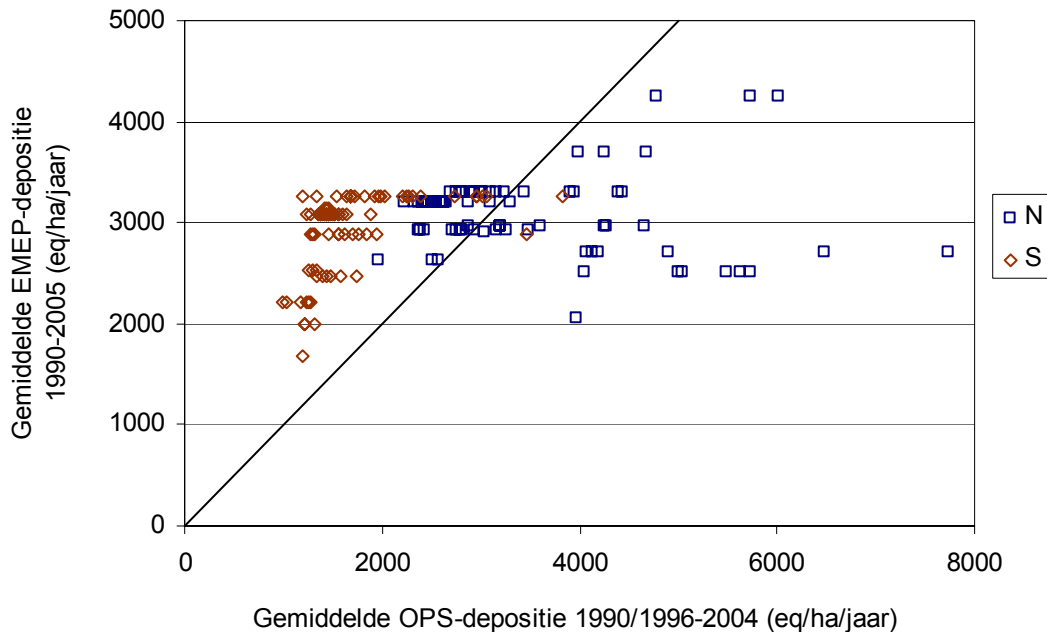


Fig. 5.15: Atmosferische N- en S-depositie voor 83 Level I en II proefvlakken volgens het EMEP-50- en het OPS-model. De diagonale lijn geeft een 1:1 verhouding weer.

5.3.3. Depositie van basische kationen en chloride

De depositie van basische kationen en chloride maakt deel uit van de definitie van de kritische last en streeflast voor verzuring. Een dynamische modellering vereist dus tijdseries van vroegere en toekomstige deposities. Omdat deze gegevens niet beschikbaar zijn op Europees niveau, wordt in de meeste modeltoepassingen verondersteld dat de actuele (gemiddelde) BC- en Cl-deposities ook geldig zijn voor het verleden en de toekomst (UBA, 2004). Er zijn nochtans aanwijzingen voor een dalende trend in de depositie van basische kationen in Europa en Noord-Amerika (Hedin *et al.*, 1994; Meesenburg *et al.*, 1995), hoewel andere studies geen significante trends vaststelden (Puxbaum *et al.*, 2002; Ukonmaanaho *et al.*, 1998).

De totale depositie van BC kan geschat worden als de som van natte en droge depositie. De natte depositie wordt dan geïnterpoleerd uit neerslagmetingen, terwijl de droge depositie afgeleid wordt via inferentiële modellen (UBA, 2004). Recent werd op Europees vlak voor het eerst een brongerichte modellering van BC-depositie voorgesteld (van Loon *et al.*, 2005). De vier beschouwde bronnen zijn zeezout, antropogene bronnen en stofemissie afkomstig van de Sahara en landbouwbodems. De berekende deposities gelden voor het jaar 2000. Bij deze beide methoden (UBA, 2004; van Loon *et al.*, 2005) is er een vrij grote onzekerheid op de berekende depositie van basische kationen. Daarom worden metingen van doorvalwater, na correctie voor de uitloging van kationen uit de vegetatie, als een meer betrouwbare methode beschouwd om de depositie van basische kationen te begroten voor een bepaalde standplaats. Deze gecorrigeerde doorvalmethode (DVC) laat niet toe om het aandeel van de verschillende bronnen in de BC-depositie te bepalen, met uitzondering van de mariene fractie.

Fig. 5.14 illustreert het verband tussen de depositie van basische kationen in het jaar 2000 volgens EMEP en volgens DVC voor vijf intensief bemonsterde Level II proefvlakken. Het

kation met de hoogste depositiewaarde is Na^+ . Het brongerichte EMEP-model overschat de DVc-waarden van Na^+ gemiddeld met een factor 2 (Fig. 5.14), hoewel de gecorrigeerde doorvalmethode geschikt wordt beschouwd voor het bepalen van de Na^+ -depositie (Draaijers en Erisman, 1995). Ook voor Mg^{2+} , dat nagenoeg volledig van mariene oorsprong is (van Loon *et al.*, 2005), overschat EMEP de DVc-waarden gemiddeld met 90%. De door EMEP geschatte depositie van Ca^{2+} ligt 30% lager dan voor DVc, en voor het relatief onbelangrijke K^+ zelfs 70% lager. De gezamenlijke depositie van K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} (Bc) is wel gelijkaardig voor beide methoden door het uitmiddelen van over- en onderschattingen. Er kan opgemerkt worden dat ook de BC-depositie in een bepaald jaar afhankelijk is van de neerslaghoeveelheid.

Voor het berekenen van streeflasten werd de depositie van BC en Cl^- gebruikt zoals afgeleid uit de gecorrigeerde doorvalmetingen (DVc). Uit de metingen voor vijf intensief bemonsterde Level II plots blijkt dat de depositiewaarden voor BC en Cl^- relatief constant blijven over 1994-2004 (Fig. 5.16). Enkel calcium vertoont vanaf 2000 een dalende trend, wat ook de gezamenlijke Bc-depositie sterk beïnvloedt. Omdat een afname in de N- en S-depositie naar verwachting samengaat met een lagere depositie van calcium en magnesium wordt in deze studie de depositie van 2000-2004 gebruikt. De gemiddelde depositie voor vijf proefvlakken bedroeg in deze periode 1148 (Cl^-), 1022 (Na^+), 861 (Bc), 423 (Ca^{2+}), 262 (Mg^{2+}) en 176 (K^+) eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Fig. 5.16).

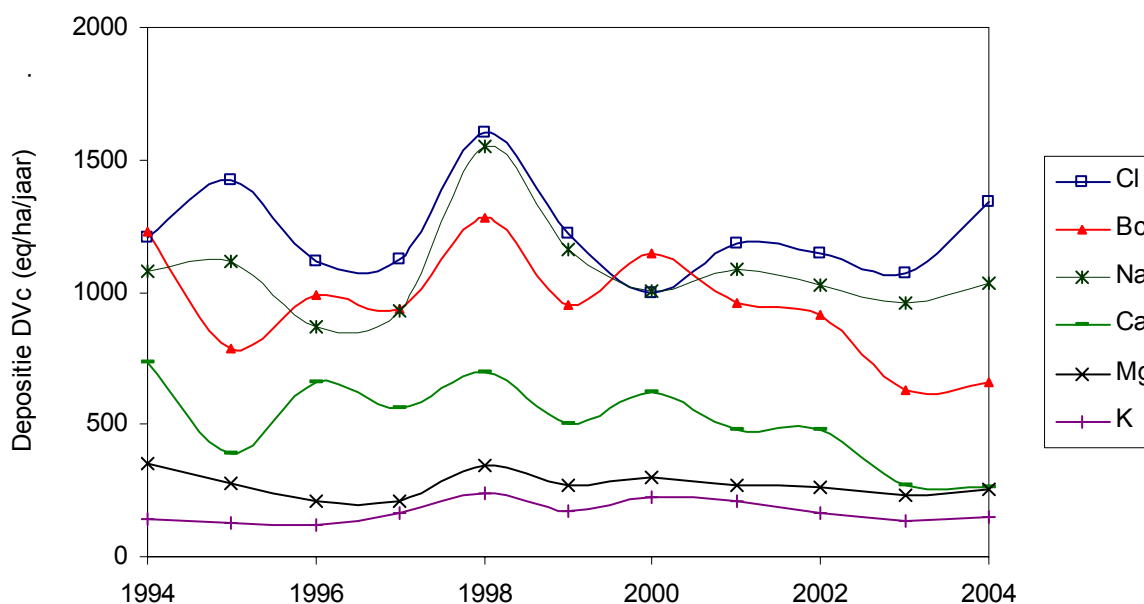


Fig. 5.16: Gemiddelde depositie in vijf Vlaamse Level II proefvlakken van Cl^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} en basische kationen zonder Na^+ (Bc = K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}) volgens gecorrigeerde doorvalmethode (DVc). De gemiddelde depositie (1994-2004) bedroeg 1221 (Cl^-), 1074 (Na^+), 960 (Bc), 514 (Ca^{2+}), 271 (Mg^{2+}) en 168 (K^+) eq ha⁻¹ jaar⁻¹.

Behalve de temporele trend onderzochten we ook de regionale spreiding in depositiewaarden. De variatiecoëfficiënt (de verhouding van de standaardafwijking tot het gemiddelde) van de depositie tussen de vijf proefvlakken varieerde van 15 tot 22% voor de verschillende elementen. De variabiliteit tussen de proefvlakken is onder meer het gevolg van verschillen in boomsoort, bladoppervlakte-index, bestandsstructuur en ligging. De depositie van Na^+ , Cl^- en

Mg^{2+} , die nagenoeg volledig afkomstig is van zeezout-aërosolen (zie ook 5.3.1) was hoger voor de proefvlakken die dicht bij de Noordzee liggen. Om deze ruimtelijke spreiding expliciet op te nemen in de streeflastberekeningen, werd gebruik gemaakt van vijf Level II proefvlakken waar doorval wordt gemeten en van tien meetplaatsen van het depositiemeetnet verzuring (VMM, 2004) waar *wet-only* neerslag wordt bepaald.

De gemeten jaarlijkse natte depositie op deze tien VMM-metplaatsen werd omgezet naar een geschatte totale depositie op bos door middel van het gemiddelde verschil tussen de DVc-depositie ($n = 5$) en de natte depositie ($n = 10$). Op die manier werd de depositie van Na^+ , Cl^- en Mg^{2+} ruimtelijk geïnterpoleerd over Vlaanderen (*inverse distance weighting* met macht 1) op basis van deze 15 meetplaatsen, zoals geïllustreerd in Fig. 5.17 voor Na^+ . Analoge kaartjes werden bekomen voor Mg^{2+} en Cl^- . De depositie van K^+ en Ca^{2+} werd constant verondersteld voor Vlaanderen, en gelijkgesteld aan de gemiddelde DVc-depositie in de vijf weergegeven Level II plots. De berekende Bc-depositie⁶ varieerde van 826 tot 916 eq ha⁻¹ jaar⁻¹.

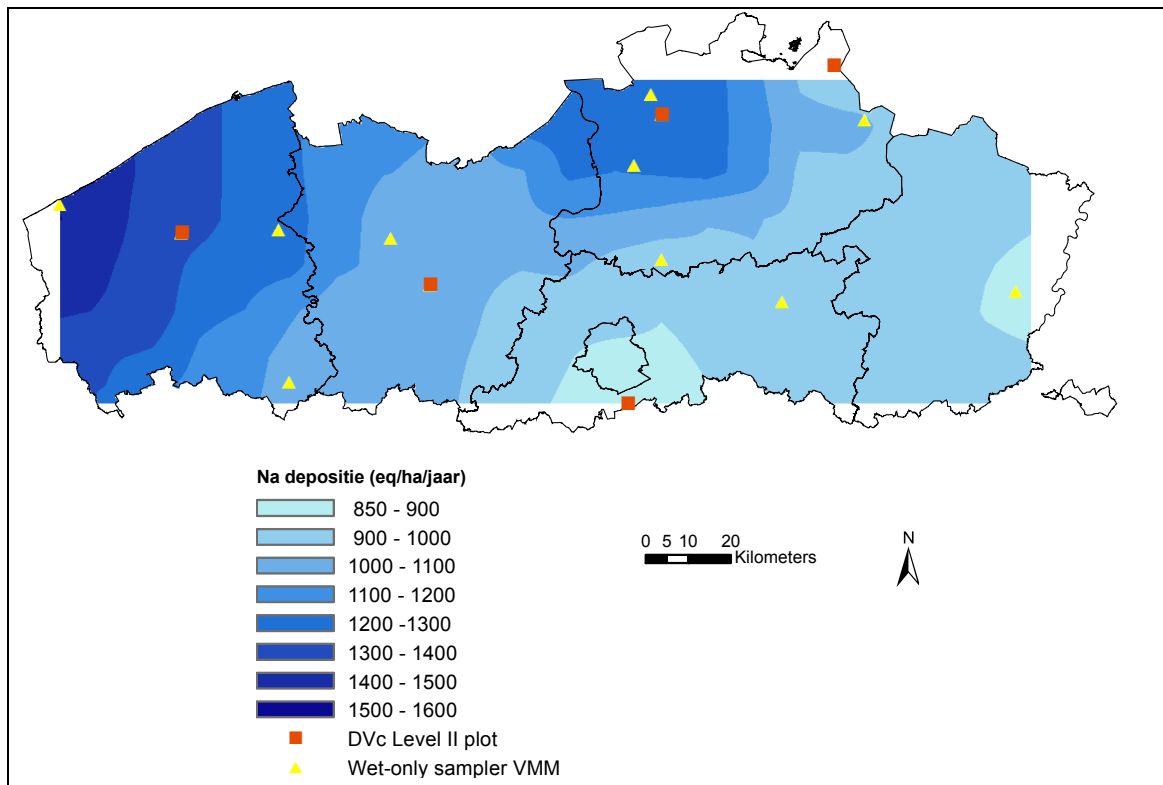


Fig. 5.17. Geïnterpoleerde gemiddelde jaarlijkse Na^+ -depositie (2002-04) op basis van gecorrigeerde doorvalgegevens ($n = 5$, DVc Level II plots) en natte depositie ($n = 10$, wet-only samplers VMM).

⁶ Ter info: in Langouche *et al.* (2001) bedroeg Bc_{dep} 920 tot 1200 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (gebaseerd op DVc-metingen in zes Level II proefvlakken voor de periode 1994-2000), met een gemiddelde van 1035 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voor de 1425 gebruikte receptoren.

5.4. Opname stikstof en basische kationen

De netto-groeiopname van stikstof (N_u) en basische kationen (Bc_u) is de gemiddelde hoeveelheid N en K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} die uit het ecosysteem verwijderd wordt over een lange termijn. Voor onbeheerde ecosystemen is de netto-opname dus gelijk aan nul. In beheerde bossen is de exploitatiewijze van belang voor het bepalen van de netto-groeiopname, aangezien takken en bladeren/naalden aanzienlijke nutriëntenhoeveelheden bevatten. Omdat *whole-tree harvesting* normaal gezien niet gebeurt in Vlaanderen, worden naalden en bladeren verder buiten beschouwing gelaten.

De jaarlijkse netto-opname in stammen en takken werd als volgt berekend:

$$X_u = GJA \cdot \rho \cdot ctX \quad (5.11)$$

met X : N, K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}

GJA : gemiddelde jaarlijkse aangroei of aanwas ($m^3 \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$)

ρ : soortelijk gewicht van hout ($kg \text{ m}^{-3}$)

ctX : gewogen gemiddelde nutriëntengehalte ($eq \text{ kg}^{-1}$) in stammen en takken

5.4.1. Aanwas

De netto-groeiopname van N en Bc door vegetatie kan in dynamische modellen beschreven worden in functie van de actuele en verwachte bosgroei. Wanneer het dynamische model enkel de netto-opname beschrijft (VSD, SMART, MAGIC), volstaat additionele informatie over groeisnelheid en bosleeftijd (UBA, 2004). De groei of aanwas voor een bepaalde leeftijd kan afgeleid worden uit opbrengsttabellen voor de beschouwde boomsoort. De handleiding (UBA, 2004) suggereert dus enerzijds dat voor een dynamische modellering bij de opname-term dient rekening gehouden te worden met de leeftijd van het bosbestand. Uit het overzichtsrapport van Hetteling *et al.* (2004) blijkt anderzijds dat andere Europese landen een vaste netto-groeiopname gebruiken bij het berekenen van streeflasten. Op die manier zijn de streeflasten niet specifiek geldig voor één beperkt bestand, maar voor een groter gebied. Groeigegevens binnen een omloopsperiode zijn dan ook niet nodig

Groei en opname zijn o.a. afhankelijk van atmosferische depositie, en de verhoogde aanvoer van atmosferische N heeft waarschijnlijk bijgedragen tot verhoogde groeisnelheden (Spiecker, 1990; Hunter en Schuck, 2002; Solberg *et al.*, 2004). Voor de bepaling van streeflasten dient een gemiddelde jaarlijkse aangroei gebruikt te worden die geldig is onder de streeflast, en dus typisch is voor de standplaats onder natuurlijke omstandigheden. De handleiding (UBA, 2004) beveelt daarom aan om voor het berekenen van toekomstige aanvaardbare deposities gebruik te maken van aanwasgegevens van 1960-1970. Dergelijke aanwasgegevens zijn voor Vlaanderen echter niet beschikbaar. Een meer geavanceerde oplossing voor de mogelijke depositie-afhankelijkheid van netto-opname is het gebruik van complexere bodem-plant-atmosfeer modellen waarin de interactie tussen de bovengrondse en ondergrondse ecoysteemcompartimenten expliciet gesimuleerd wordt, zoals in het ForSAFE-model. Groeisnelheid en nutriëntenopname worden naast de chemische bodemvruchtbaarheid echter ook door andere factoren beïnvloed (Hunter en Schuck, 2002, Ciais *et al.*, 2005). Merk op dat klimaatparameters zoals de neerslag, temperatuur en atmosferische CO_2 -concentratie constant verondersteld worden bij het bepalen van streeflasten.

Uit het voorgaande blijkt dat de aanwas van een bosbestand onder meer varieert doorheen de beschouwde simulatieperiode omwille van veranderingen in de bestandsleeftijd en mogelijk door atmosferische depositie. Voor Vlaanderen zijn weinig specifieke gegevens beschikbaar over de aanwas van het stamvolume in functie van boomsoort, leeftijd, en bodemtype. Er is wel informatie beschikbaar voor 12 Level II proefvlakken door de herhaalde bosbouwkundige inventarisaties tussen 1987 en 2004. Tabel 5.15 geeft per proefvlak de gemeten lopende jaarlijkse aanwas (LJA_{meting}) tussen 1987-2004. Op basis van de bestandsleeftijd en de evolutie van de dominante boomhoogte (25 dikste bomen per proefvlak) tussen 1987-2004 werd de corresponderende aanwascurve afgeleid uit Nederlandse opbrengsttabellen (Jansen *et al.*, 1996) (Fig. 5.18). Per aanwascurve werd zowel de gemiddelde jaarlijkse aanwas (GJA_{tabel}) over de hele omloop bepaald als de voorspelde lopende jaarlijkse aanwas (LJA_{tabel}). De gemeten lopende jaarlijkse aanwas (LJA_{meting}) blijkt voor bijna alle plots hoger dan de theoretische aanwas (LJA_{tabel}) voorspeld op basis van Nederlandse aanwascurves en de evolutie van de gemeten dominante boomhoogte tussen 1987-2004 (Tabel 5.15). De afgeleide gemiddelde jaarlijkse aanwas (GJA_{tabel}) voor de onderzochte soorten ligt wel in de lijn van de waarden van Langouche *et al.* (2001) (Tabel 5.16), die ook in deze studie gebruikt werden (behalve voor populier: 18 i.p.v. $20 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$).

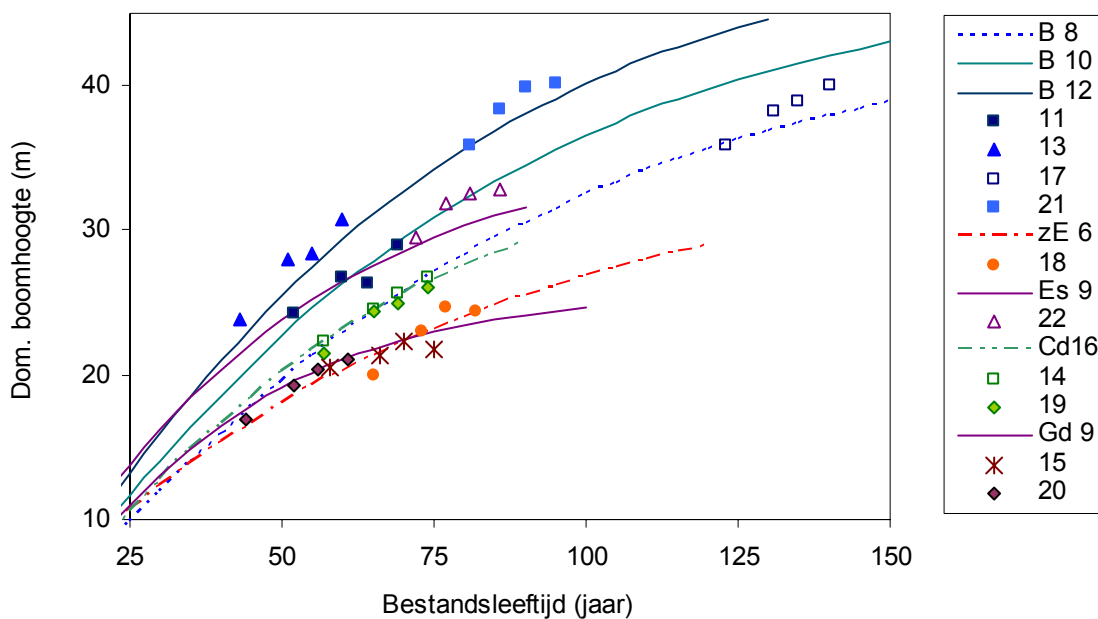


Fig. 5.18. Gemeten dominante boomhoogte (25 dikste bomen per proefvlak) tussen 1987 en 2004, en dominante-hoogtecurves volgens Jansen *et al.* (1996). B = beuk, zE = zomereik, Cd = Corsicaanse den, Gd = grove den. Het cijfer van de hoogtecurve geeft de maximale aanwas ($\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) voor de groeiklasse per boomsoort.

5.4.2. Soortelijk gewicht

In deze studie werden dezelfde soortelijke gewichten per houtsoort gebruikt als in Langouche *et al.* (2001) (Tabel 5.16), gebaseerd op de studies van Bussche (1998) en Neiryneck *et al.* (1998) en het houtvademeccum. De gebruikte soortelijke gewichten werden vergeleken met de waarden uit de studie van Wagenfuhr en Schreiber (1989), zoals vermeld in de Vries *et al.* (2003a). Het verschil in soortelijk gewicht was voor alle boomsoorten kleiner dan 7%, behalve voor Corsicaanse den (490 kg m^{-3} volgens Wagenfuhr en Schreiber, 1989).

Tabel 5.15: Gemeten lopende jaarlijkse aanwas (LJA_{meting}) tussen 1987 en 2004 in 12 Level II proefvlakken, en gemiddelde jaarlijkse aanwas (GJA_{tabel}) en voorspelde lopende jaarlijkse aanwas (LJA_{tabel}) volgens Nederlandse aanwascurves (Jansen *et al.*, 1996) op basis van de bestandsleeftijd en de gemeten dominante boomhoogte.

Boomsoort	Proefvlak	Leeftijd (in 1996)	Aanwas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$)		
			LJA_{meting}	LJA_{tabel}	GJA_{tabel}
Beuk	11	61	10.8	9	8.3
	13	52	16.2	10	10.0
	17	132	11.8	7	7.6
	21	87	13.9	12	10.0
Zomereik/beuk	16	78	12.5	-	-
Zomereik	12	-	7.8	-	-
	18	74	8.3	6	5.2
Es	22	78	10.6	9	7.9
Corsicaanse den	14	66	19.5	16	12.9
	19	66	16.5	16	12.9
Grove den	15	67	6.0	9	7.6
	20	53	9.7	9	7.6

5.4.3. Elementengehaltes in hout

De gebruikte elementengehaltes bij het berekenen van streeflasten zijn bij voorkeur gelijk aan deze gebruikt voor het berekenen van kritische lasten (UBA, 2004). De nutriëntenconcentraties in het hout worden daarom constant verondersteld in de tijd, en bij voorkeur afgeleid van niet N-verzadigde ecosystemen (zie opmerking i.v.m. variabele groei-opname in 5.4.1). Aangezien er voor Vlaanderen geen recente onderzoeksgegevens beschikbaar zijn om de elementengehaltes in boomsoorten te actualiseren, werd gebruik gemaakt van dezelfde waarden als in Langouche *et al.* (2001) (Tabel 5.16).

Tabel 5.16: Gemiddelde jaarlijkse aangroei, soortelijk gewicht, elementengehalte, en netto-groeiopname in stamhout per boomsoort. Cursief gedrukte gegevens werden enkel gebruikt bij de herberekening van kritische lasten voor de niet-streeflastpunten.

Code	Boomsoort	Gemiddelde aanwas ($\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)	Dichtheid (kg m^{-3})	Elementengehalte (g kg^{-1} droge stof)				Netto-opname ($\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$)	
				N	Ca	Mg	K	N	Bc
7	Zwarte els	8	530	1.5	1.7	0.3	1.1	450	580
10	Ruwe berk	8	660	2.5	0.8	0.3	1.3	940	520
15	Tamme kastanje							730	500
20	Beuk	8	640	1.7	1.6	0.2	0.9	620	610
22	Gewone es	8	570	2.4	0.9	0.3	0.7	780	400
33	Populier	18	420	1.2	1.5	0.2	0.8	650	850
48, 51	Inlandse eik	6	640	1.9	1.6	0.2	0.7	520	440
53	Amerikaanse eik	8	600	1.2	0.4	0.1	1.0	410	260
99	<i>Overig loofhout</i>							730	500
117	<i>Japanse lork</i>	14	530	1.2	0.6	0.1	0.4	360	640
118	<i>Fijnspar</i>	14	430	1.2	1.4	0.2	0.7	501	610
129	Corsicaanse den	14	410	1.5	0.6	0.1	0.3	620	270
134	Grove den	7	510	0.7	0.6	0.1	0.4	180	180
199	<i>Ander naaldhout</i>							480	380

De nutriëntenconcentraties werden bepaald voor Amerikaanse eik, grove den (Maddelein *et al.*, 1991) en Corsicaanse den (Neiryneck *et al.*, 1998) te Hechtel, grove den te Brasschaat (Meiresonne, niet gepubliceerd), en zomereik en beuk te Gontrode (Bussche, 1998). Voor populier en overige loofboomsoorten (els, es, berk) werden gegevens voor klei- en loessbodems genomen uit Nederland (van der Salm en de Vries, 2000).

De gegevens van aanwas, volumedichtheid en elementenconcentratie in het hout laten toe de netto-groeiopname van stikstof en van basische kationen Bc te bepalen per boomsoort (Tabel 5.16). Omwille van ontbrekende gegevens werd voor tamme kastanje de gemiddelde groeiopname genomen van de andere loofboomsoorten.

Bij de bepaling van de elementengehaltes moet tenslotte rekening gehouden worden met minimale ionenconcentraties in de bodemoplossing en met voedingsevenwichten:

- De lange-termijn netto-opname van kationen wordt gelimiteerd door de beschikbaarheid via depositie en verwerking. Basische kationen kunnen niet worden opgenomen wanneer de concentratie in de bodemoplossing te laag is. In de berekeningen dient de netto-opname waarde voor kationen Y dus als volgt beperkt te worden:

$$Y_u \leq Y_{dep} + Y_w - Q \cdot [Y]_{min} \quad (5.12)$$

met $[Y]_{min}$: nutriëntlimiterende concentratie in de bodemoplossing (meq m⁻³)

De voorgestelde minimumconcentraties bedragen 0.005 eq m⁻³ voor Ca²⁺ en Mg²⁺; voor K⁺ wordt geen minimumconcentratie verondersteld (Warfvinge en Sverdrup, 1992). Omdat de verwerkingssnelheid enkel beschikbaar is voor de som van Bc, passen we deze methode toe voor Bc met een minimumconcentratie van 0.01 eq m⁻³ (UBA, 2004). De volgens vergelijking (5.12) beschikbare hoeveelheid Bc was steeds groter dan de berekende netto-opname.

- De opname van nutriënten vereist dat aan bepaalde voedingsevenwichten wordt voldaan. Aangezien de opname van Bc niet gelimiteerd wordt op basis van een minimale bodemwaterconcentratie, kunnen de gemeten gehalten aan N en Bc in de biomassa gebruikt worden.

5.5. Drainageflux onder de wortelzone

Voor éénlagige dynamische modellen volstaat informatie over het neerslagoverschot om de bodemuitspoeling onder de wortelzone te begroten. Voor meerlagige modellen zijn waterfluxen per bodemhorizon vereist. Deze waterfluxen kunnen met afzonderlijke hydrologische modellen berekend worden op dag- of maandbasis, en vervolgens als geaggreerde jaarwaarde gebruikt in een dynamisch model. In dit onderzoek werd de waterhoeveelheid Q die uitspoelt onder de wortelzone echter berekend op jaarbasis, uitgaande van de algemene waterbalans:

$$P = I + ET_a + Q \pm \Delta SM \quad (5.13)$$

met P : neerslaghoeveelheid (mm jaar⁻¹ = 10 m³ ha⁻¹ jaar⁻¹)
 I : interceptie, i.e. evaporatie van door de vegetatie geïntercepteerde neerslag
 ET_a : actuele evapotranspiratie, i.e. bodemevaporatie en transpiratie door de vegetatie
 Q : uitspoeling onder de wortelzone (drainageflux)
 ΔSM : verandering in bodemvochtgehalte

Onder de aanname dat de verandering in het bodemvochtgehalte verwaarloosbaar is op jaar-basis, is de uitspoeling gelijk aan het neerslagoverschot:

$$Q = P - (I + ET_a) \quad (5.14)$$

5.5.1. Neerslag

De gemiddelde neerslag in Vlaanderen tijdens de laatste 30 jaar was 757 mm jaar⁻¹ voor 20 KMI-stations. De gemiddelde neerslag tussen 1993 en 2004 voor dezelfde 20 meetpunten was 862 mm jaar⁻¹, wat 14% hoger is dan het 30-jaar gemiddelde (Fig. 5.19).

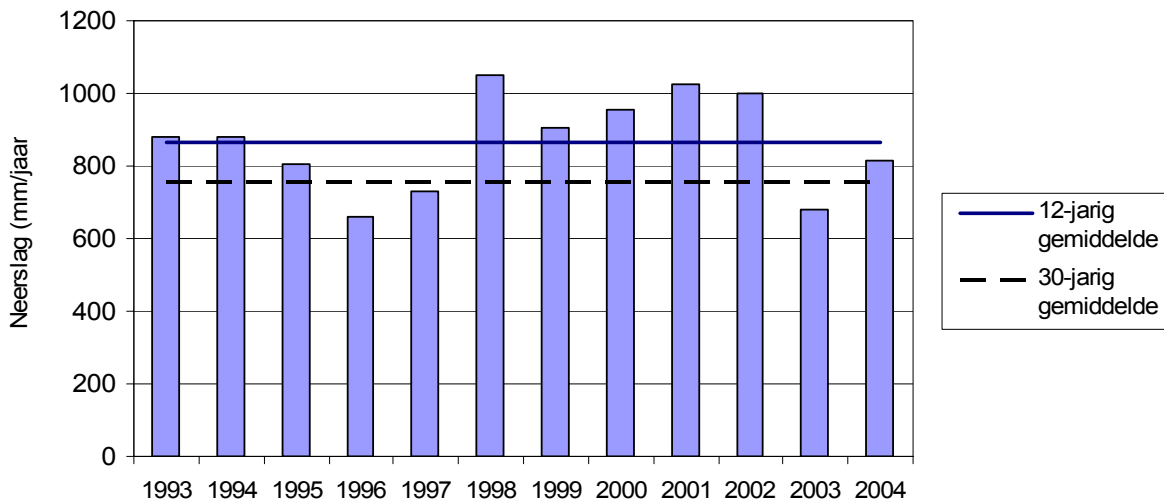


Fig. 5.19. Gemiddelde jaarlijkse neerslag in Vlaanderen van 1993 t.e.m 2004, en het lange-termijn gemiddelde voor de laatste 12 en 30 jaar (berekend op basis van dezelfde 20 KMI-stations).

Langouche *et al.* (2001) interpoleerden de gemiddelde jaarlijkse neerslag van 23 Vlaamse KMI-stations voor de periode 1994-2000. Voor het bepalen van de jaarlijkse neerslag werden in de huidige studie KMI-gegevens gebruikt voor de periode 1993-2004. Naargelang het meetjaar waren 231 en 260 Belgische KMI-meetstations beschikbaar, waarvan 90 tot 110 in Vlaanderen en het Brussels hoofdstedelijk gewest. De neerslag tijdens de afzonderlijke jaren (1993-2004) werd gebiedsdekkend geïnterpoleerd via *inverse distance weighting* met macht 1 op basis van alle beschikbare Belgische KMI-stations. De gemiddelde jaarlijkse neerslag voor een bepaald punt werd bepaald als het gemiddelde van de geïnterpoleerde neerslagkaarten van 1993 tot en met 2004 (Fig. 5.20).

5.5.2. Interceptie

De interceptie van neerslag door een vegetatie wordt over het algemeen uitgedrukt als een fractie van de inkomende neerslag:

$$I = f_{int} \cdot P \quad (5.15)$$

met f_{int} : (vegetatiespecifieke) interceptiefraction

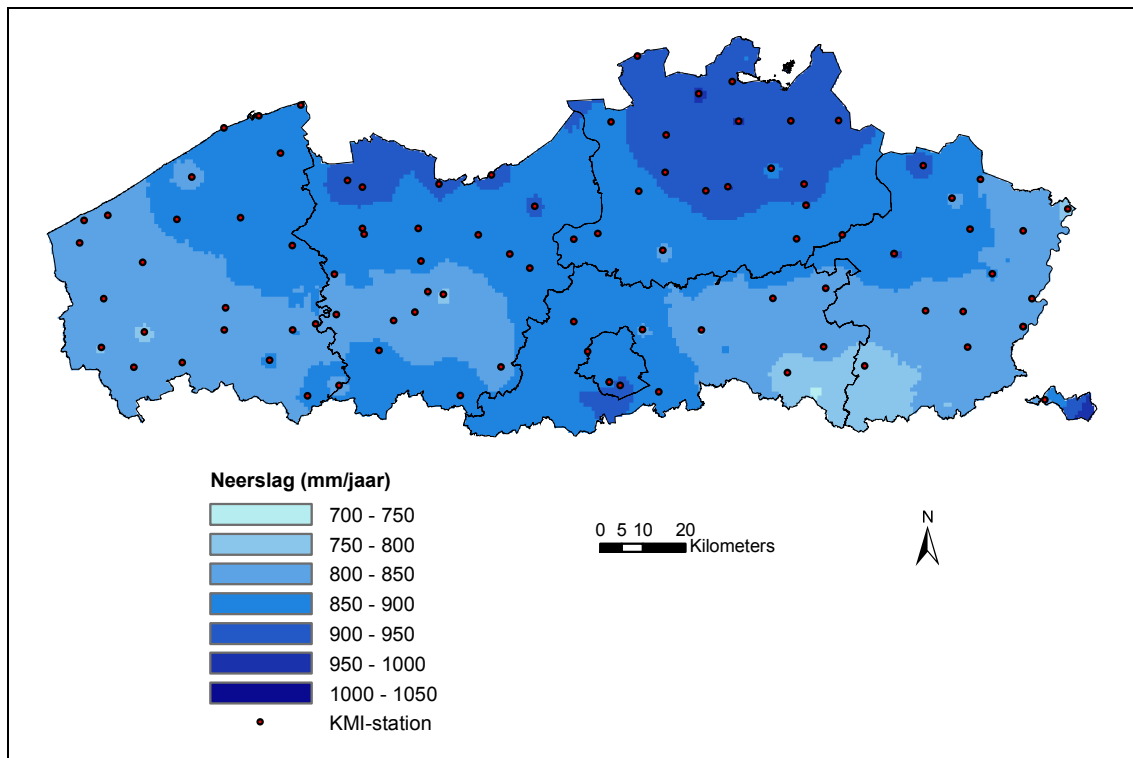


Fig. 5.20. Geïnterpoleerde gemiddelde jaarneerslag (1993-2004) op basis van KMI-data.

De interceptiefraction van de neerslag werd bepaald per boomsoort op basis van studies uitgevoerd in de Zwarte Beek (Corsicaanse den, grove den en inlandse eik) (De Lannoy *et al.*, 2002) en Balegem (populier, Meiresonne, niet gepubliceerd), en van de gegevens van vijf Level II plots voor de periode 1994-2004.

Voor deze Level II proefvlakken bestaat een continue meetreeks (Fig. 5.21). De variatie in de jaarlijkse interceptiefraction blijkt beperkt in de proefvlakken waar geen beheersingrepen plaatsvonden tijdens de meetperiode (proefvlak 14, 16, 21). De lagere interceptie in proefvlak 15 vanaf 2000 en in proefvlak 11 vanaf 2002 is voornamelijk te wijten aan een afname in bestandsdichtheid door het uitvoeren van dunningen (Fig. 5.21).

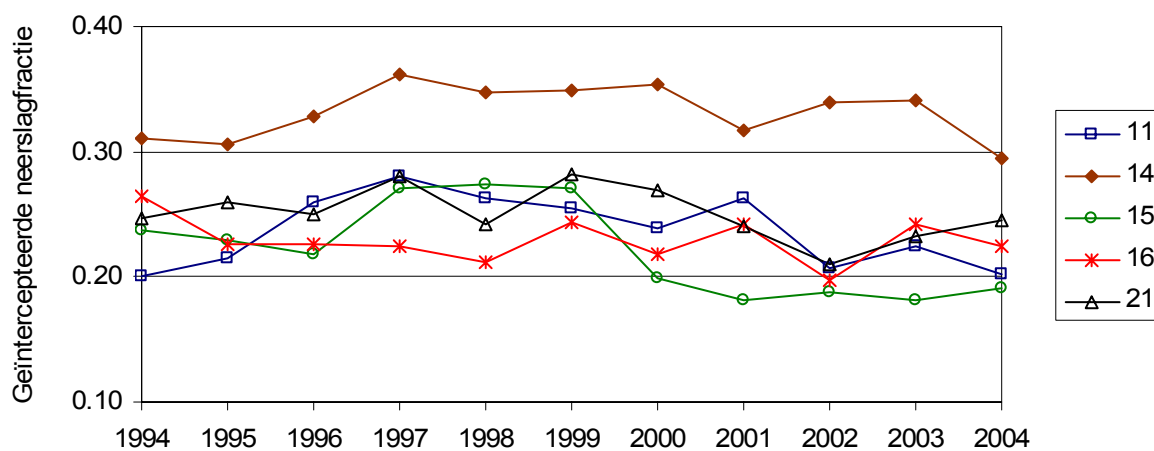


Fig. 5.21. Jaarlijkse interceptiefraction van de neerslag voor Level II plots in Vlaanderen.

De interceptiefracties die in deze studie gebruikt worden (Tabel 5.17) zijn identiek aan de waarden gebruikt door Langouche *et al.* (2001), behalve voor gewone es (0.19 i.p.v. 0.15).

Tabel 5.17. Interceptiefractie (f_{int}) van de neerslag en actuele evapotranspiratie (ET_a) in functie van boomsoort. De cursief gedrukte gegevens werden enkel gebruikt bij de herberekening van kritische lasten voor de niet-streeflastpunten.

Code	Boomsoort	f_{int} (-)	ET_a (mm jaar ⁻¹)
7	Zwarte els	0.20	411
10, 15	Ruwe berk, tamme kastanje,	0.15	411
20	Beuk	0.25	487
22	Gewone es	0.19	411
33	Populier	0.20	442
48, 51, 53	Inlandse en Amerikaanse eik	0.23	389
99	<i>Overig loofhout</i>	<i>0.15</i>	<i>414</i>
117, 118, 199	<i>Japanse lork, fijnspar, overig naaldhout</i>	<i>0.30</i>	<i>430</i>
129	Corsicaanse den	0.30	351
134	Grove den	0.27	351

5.5.3. Actuele evapotranspiratie

Voor de actuele evapotranspiratie (ET_a) werd in de studie van Langouche *et al.* (2001) uitgegaan van een gemiddelde waarde van 430 mm jaar⁻¹ voor alle receptoren. Deze waarde was gebaseerd op de bepaling van de actuele evapotranspiratie van Level II plots tussen 1992 en 1999 berekend volgens het chloorbudget. Deze waarde stemde bovendien goed overeen met de gemiddelde jaarlijkse evapotranspiratie voor 245 Europese Level II plots (berekend via geïnterpoleerde meteorologische gegevens), die tussen 400 tot 450 mm jaar⁻¹ lag en weinig varieerde tussen de verschillende boomsoorten (de Vries *et al.*, 2000).

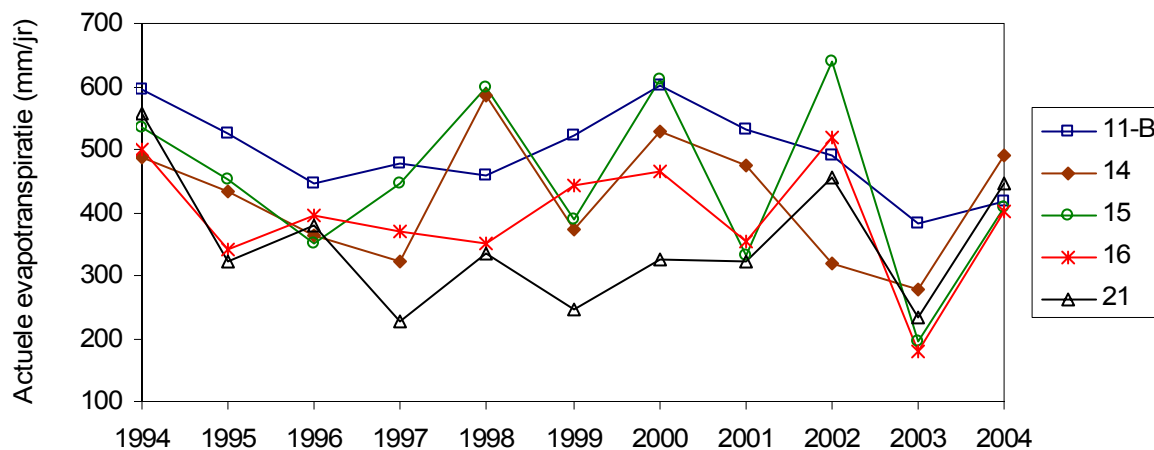


Fig. 5.22. Actuele evapotranspiratie (mm jaar⁻¹) voor Level II plots in Vlaanderen berekend via het chloorbudget.

In analogie met de studie van Langouche *et al.* (2001) werd de actuele evapotranspiratie van de Level II plots eerst opnieuw bepaald via het chloorbudget (hoeveelheid doorvalwater en Cl⁻-concentratie in doorvalwater en lysimeterwater in de C-horizon). Hoewel er verschillen

bestaan doorheen de tijd, suggereert Fig. 5.22 dat een vaste jaarlijkse ET_a -waarde per plot aanvaardbaar is. De gebruikte methodiek laat echter niet toe om op betrouwbare wijze een afzonderlijke ET_a -waarde af te leiden voor elke boomsoort. De gemiddelde ET_a -waarde voor de vijf bestanden tussen 1994 en 2004 bedroeg 436 mm jaar^{-1} (Fig. 5.22), wat nagenoeg identiek is aan de waarde van 430 mm jaar^{-1} tussen 1992 en 1999 (Langouche *et al.*, 2001).

Er bestaat verder weinig specifiek onderzoek naar het waterverbruik van Vlaamse bossen. Verstraeten *et al.* (2001, 2005) gebruikten het waterbalansmodel WAVE voor 12 proefvlakken in bossen verspreid over Vlaanderen in de periode 2000-2001. De meetperiode was steeds minder dan twee jaar (13 tot 20 maanden, meestal 18 maanden), zodat de resultaten niet direct op jaarbasis kunnen geïnterpreteerd worden (Verstraeten *et al.*, 2001). Daarom werd voor deze studie de gemiddelde jaarlijkse ET_a afgeleid uit de studie van Verstraeten *et al.* (2001) door voor elk proefvlak de gerapporteerde bodemevaporatie (E_a) en transpiratie (T_a) te sommeren voor 12 opeenvolgende maanden. Dit is nodig omdat het bepalen van de gemiddelde jaarlijkse ET_a op basis van de meetperiode een vertekend beeld zou geven doordat aan het zomerseizoen meer gewicht wordt toegekend.

Voor Corsicaanse den werd in Verstraeten *et al.* (2001) maar één proefvlak onderzocht, en de bekomen ET_a -waarde (284 mm jaar^{-1}) was erg laag in vergelijking met die van de andere proefvlakken (gemiddeld 400 mm jaar^{-1}). Daarom wordt de gemiddelde jaarlijkse actuele evapotranspiratie voor Corsicaanse den in deze studie gelijkgesteld aan deze van grove den. Ook voor es werd slechts één proefvlak onderzocht en was de bekomen ET_a -waarde erg laag (265 mm jaar^{-1}). Daarom werd voor es en voor els, berk, kastanje, waarvoor geen actuele evapotranspiratie werd bepaald door Verstraeten *et al.* (2001), het gemiddelde van de loofhoutproefvlakken genomen, nl. 411 mm jaar^{-1} . Tabel 5.17 geeft een overzicht van de ET_a -waarden per boomsoort.

Tabel 5.18 illustreert het effect van de keuze van een constante of boomsoortafhankelijke waarde voor ET_a op de berekende gemiddelde drainageflux per boomsoort. Met een boomsoortafhankelijke waarde voor ET_a (naar Verstraeten *et al.*, 2001) ligt de uitspoeling voor de 83 proefvlakken gemiddeld 15% hoger dan met een vaste waarde van 430 mm jaar^{-1} . De verschillen zijn het grootst voor grove den (+37%) en Corsicaanse den (+41%).

Tabel 5.18: Gemiddelde drainageflux Q (mm jaar^{-1}) per boomsoort op basis van (i) een vaste ET_a van 430 mm jaar^{-1} , en (ii) op basis van een boomsoortafhankelijke ET_a (cf. Tabel 5.17) voor de 83 gebruikte proefvlakken.

Boomsoort	Aantal Plots	Drainageflux Q (mm jaar^{-1})	
		Vaste ET_a	ET_a per soort
Beuk	12	234	177
Eik	33	232	273
Populier	4	258	246
Ander loofhout	7	277	296
Grove den	19	214	293
Corsicaanse den	8	193	272
Totaal	83	229	264

5.6. Kritische uitspoeling van ANC

5.6.1. Chemisch criterium

In navolging van de handleiding (UBA, 2004) werden de kritische- en streeflasten voor verzuring berekend op basis van een maximale molaire verhouding van Al:Bc in het bodemwater met kritische waarde gelijk aan 1. Uit de rapportering van streeflasten door andere Europese landen (Hettelingh *et al.*, 2004) blijkt dat dit het algemeen gebruikte criterium voor verzuring is. De kritische last voor nutriëntstikstof werd bepaald met als chemisch criterium een aanvaardbare N-uitspoeling van $100 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$.

5.6.2. Verband tussen protonen en aluminium in het bodemwater

Om het verband tussen de concentratie aan protonen en aluminium in het bodemuitspoelingswater te beschrijven (vergelijking 3.35) zijn twee parameters nodig, een evenwichtsconstante K_{AlOx} en een exponent a , verder expAl genoemd.

Beide parameters hangen af van het bodemtype. De meest voor de hand liggende keuze is het gebruik van de parameterwaarden volgens het gibbsiet-evenwicht, i.e. $a = \text{expAl} = 3$. Een veel gebruikte waarde voor $K_{\text{gibb}} = K_{\text{AlOx}}$ is dan $300 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ ($\log_{10} K_{\text{AlOx}} = \lg K_{\text{AlOx}} = -pK_{\text{AlOx}} = 8.0$), zoals aanbevolen in de handleiding (UBA, 2004). In Langouche *et al.* (2001) werd ook uitgegaan van dit gibbsietevenwicht, met een waarde voor K_{AlOx} van $1000 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ ($-pK_{\text{AlOx}} = 8.5$) voor minerale gronden en $100 \text{ m}^6 \text{ eq}^{-2}$ ($-pK_{\text{AlOx}} = 7.6$) in veengronden. De gibbsiet-evenwichtsreactie met $-pK_{\text{AlOx}} = 8.0$ wordt door een meerderheid van de rapporterende Europese landen gebruikt om het verband tussen de H- en Al-concentratie te beschrijven (Hettelingh *et al.*, 2004).

Het verband tussen de H- en Al-concentratie in de bodemoplossing kan empirisch bepaald worden indien voldoende metingen beschikbaar zijn (van der Salm en de Vries, 2001). Door het negatieve logaritme te nemen van vergelijking (3.35) bekomt men de volgende lineaire relatie tussen $p\text{Al}$ en pH :

$$p\text{Al} = a \cdot \text{pH} + pK_{\text{AlOx}} \quad (5.16)$$

waarbij $a = 3$ voor een verondersteld gibbsiet-evenwicht. Uit de empirische benadering door van der Salm en de Vries (2001) blijkt dat de gibbsiet-veronderstelling aanvaardbaar is voor (Nederlandse) zandbodems. De waarden voor veen-, loess- en kleibodems weken echter af van het veronderstelde gibbsiet-evenwicht (van der Salm en de Vries, 2001), waarbij de afwijking groter was bij een toenemende hoeveelheid koolstof in de bodem. Op Europees vlak bleek echter dat een gibbsiet-evenwicht tussen Al en H maar geldig bleek voor een zeer kleine minderheid van de meer dan 100 onderzochte Level II plots (de Vries *et al.*, 2003a). Er blijkt bovendien een sterke correlatie te bestaan tussen expAl en K_{AlOx} (Fig. 5.24), zodat de twee parameters niet onafhankelijk van elkaar kunnen gekozen worden.

We onderzochten de relatie tussen pH en $p\text{Al}$ aan de hand van gemeten ionenconcentraties in de bodemoplossing van vijf Vlaamse Level II plots tussen 1992 en 2004. Om het verband in het uitspoelingswater na te gaan werden de tweewekelijkse concentratiemetingen van het lysimeterwater in de C-horizon gebruikt. Uit Fig. 5.23 blijkt dat het veronderstelde gibbsiet-verband tussen Al en H niet opgaat voor de Vlaamse Level II proefvlakken.

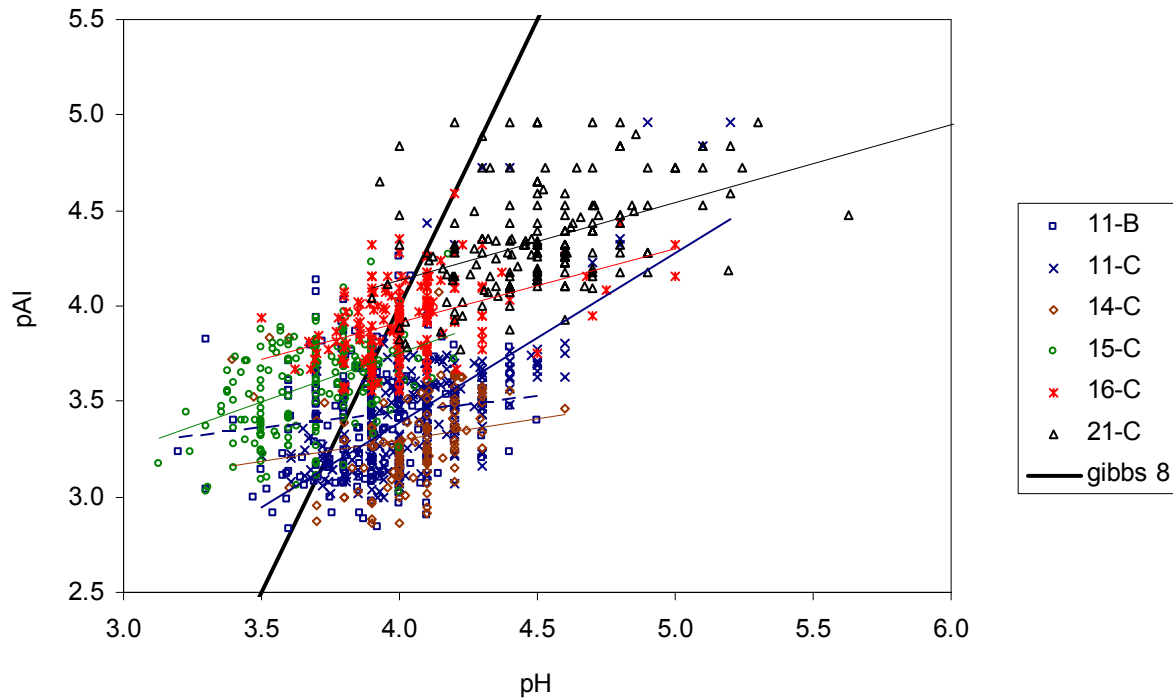


Fig. 5.23: Verband tussen het negatieve logaritme van de H- en Al-concentratie in het bodemuitspoelingswater van vijf Level II proefvlakken (tweewekelijkse data van 1992-2004). De weergegeven gibbsiet-relatie (gibbs 8) is voor een waarde $-\text{pK}_{\text{AlOx}} = 8$.

Het verband tussen pH en pAl was het sterkst in de C-horizon van proefvlak 11 (Wijnendale), met een r^2 -waarde van 0.45 ($p < 0.001$). De regressie wordt echter sterk beïnvloed door een beperkt aantal metingen met een lage Al-concentratie (hoge pAl-waarde), die te wijten kunnen zijn aan inferentie met grondwater tijdens de wintermaanden. Het verband tussen pH en pAl was veel minder uitgesproken in de C-horizon van de andere plots en ook in de B-horizon van proefvlak 11 ($r^2 < 0.20$). De meeste datapunten liggen onder de gibbsiet-lijn (met $-\text{pK}_{\text{AlOx}} = 8$), zodat voor een bepaalde pH een lagere pAl en dus hogere Al-concentratie werd gemeten dan volgens dit gibbsiet-evenwicht. Dit is echter niet het geval voor proefvlak 15 (De Inslag te Brasschaat), waarvan de punten boven de gibbsiet-lijn liggen.

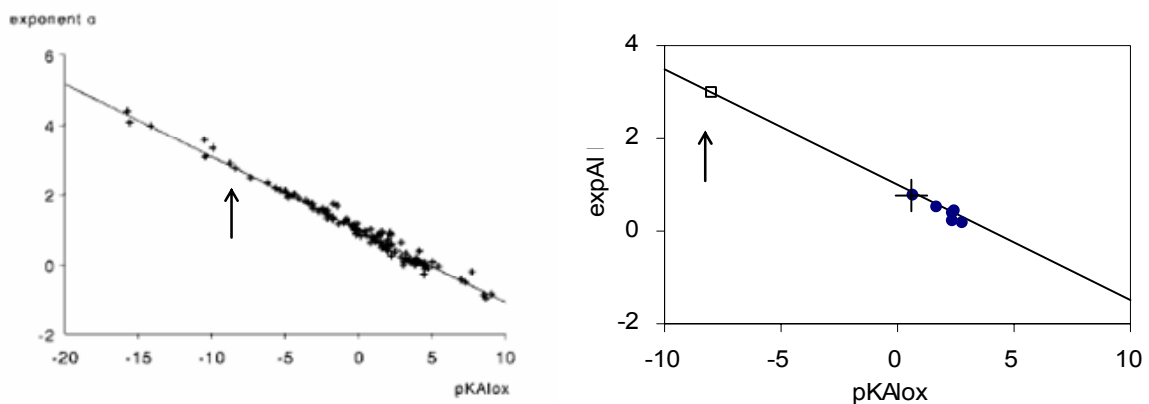


Fig. 5.24: Verband tussen de Al-exponent a en de evenwichtsconstante pK_{AlOx} in vergelijking (5.16). Links de resultaten voor Europese Level II plots (bron: de Vries *et al.*, 2003a), rechts de resultaten voor vijf Vlaamse Level II plots afzonderlijk en samen (+). De pijl geeft de parameterwaarden weer voor een gibbsietevenwicht (-8, 3).

De parameterwaarden voor de vijf proefvlakken, afgeleid uit bovenstaande regressies (Fig. 5.23), worden weergegeven in Fig. 5.24. Voor alle plots samen (11-B i.p.v. 11-C) was $pK_{Al_{ox}} = 0.65$ en $expAl = 0.75$ ($r^2 = 0.38$). De analyse bevestigt de conclusie van de Vries *et al.* (2003a) dat het gibbsiet-evenwicht vaak niet geldt voor de bodemoplossing van Europese bossen. Voor de Europese plots met een goede correlatie tussen Al en pH lag $expAl$ tussen 1 en 2.5 (Fig. 5.24). We merken echter op dat de geobserveerde puntenwolk van de bodemwaterconcentraties in vijf Vlaamse bossen al bij al vrij goed beschreven wordt door een veronderstelde gibbsietrelatie met $lgK_{Al_{ox}} = 8$ (Fig. 5.23). Met andere woorden, in het betrokken pH-bereik verschillen de afgeleide parameterwaarden meer van een gibbsietrelatie dan de concentratiemetingen suggereren.

De handleiding (UBA, 2004) moedigt het gebruik aan van empirische parameterwaarden wanneer deze beschikbaar zijn. Op basis van de relatie tussen de concentratie aan totaal aluminium en protonen in de bodemoplossing van vijf Vlaamse Level II proefvlakken zouden we dus de empirische waarden $expAl = 0.75$ en $\log_{10}K_{Al_{ox}} = -pK_{Al_{ox}} = -0.65$ (mol L^{-1})^{1-0.75} kunnen gebruiken (Tabel 5.19).

Tabel 5.19. Aanbevolen parameterwaarden voor het verband tussen Al en H in het bodemwater van bosbodems volgens het gibbsietevenwicht in functie van de hoeveelheid organisch materiaal (OM) (UBA, 2004) en volgens Vlaamse en Nederlandse empirische parameterwaarden.

Informatiebron	OM (%)	Bodetype	Laag	expAl	lgK _{Al_{ox}}
Gibbsiet-evenwicht (UBA, 2004)	0 - 5	Minerale bodems	C-horizon	3	8.5 - 9.5
	5 - 15	Weinig OM	B/C-horizon	3	8 - 9
	15 - 30	Matige hoeveelheid OM	A/E-horizon	3	7.6
	70 - 100	Veen		3	6.5
Vlaanderen (Level II)		Mineraal	C-horizon	0.75	-0.65
Nederland (Van Hinsberg en de Vries, 2003) (UBA, 2004)		Zand	0 - 60 cm	2.51	5.20
		Klei	0 - 100 cm	2.65	7.88
		Loess	0 - 100 cm	2.17	4.55
		Veen	0 - 30 cm	1.85	1.41

Bij de afleiding van deze parameterwaarden uit Vlaamse metingen werd geen rekening gehouden met de complexatie tussen Al en het opgeloste organisch materiaal (DOM) in de bodemoplossing. De Al-concentratie in de bodemwaterstalen wordt echter bepaald na filtratie (met maaswijdte 45 μm), zodat de gemeten waarden naar verwachting een aanvaardbare benadering zijn van de actuele vrije Al-concentratie in de bodemoplossing. Om de relatie tussen de pH en de Al-concentratie te onderzoeken zou in de toekomst op een meer directe wijze rekening kunnen gehouden worden met Al-complexatie via een complexatiemodel en gemeten waarden voor DOC. We merken wel op dat er op Europees niveau (100-tal Level II plots) weinig verschil was tussen de Al-H relatie gebaseerd op totaal Al en op het berekende vrije Al (de Vries *et al.*, 2003a).

Fig. 5.25 illustreert de verschillende Al-H verbanden uit Tabel 5.19. De empirische relatie voor Vlaanderen resulteert in een hogere totale Al-concentratie dan de gibbsietrelatie met $-pK_{Al_{ox}} = 8$ wanneer de pH van het bodemwater hoger is dan 3.8. Met $-pK_{Al_{ox}} = 9$ is dat pas het geval voor een pH hoger dan 4.25 (Fig. 5.25). De Nederlandse empirische relatie voor zand is gelijkaardig aan gibbs - 7, voor loess aan gibbs - 8 en voor klei aan gibbs - 9.

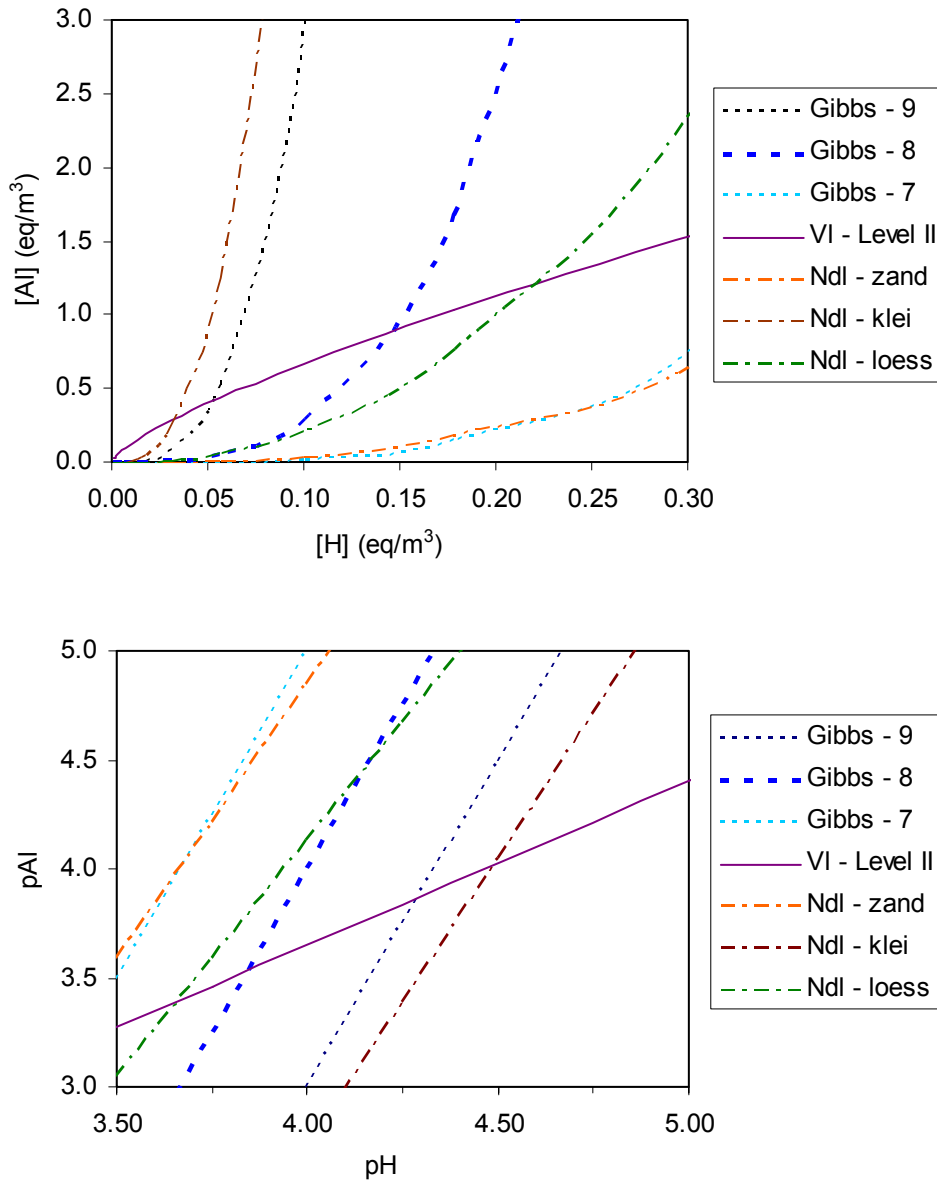


Fig. 5.25. Verband tussen de H- en Al-concentratie (eq m^{-3}) (boven) en in logaritmische vorm (onder) voor de parameterwaarden vermeld in Tabel 5.19. Naast drie gibbsiet-evenwichten ($\exp Al = 3$, $-pK_{Al_{ox}} = 7$ tot 9) zijn Vlaamse en Nederlandse empirische relaties weergegeven. Merk op dat een H-concentratie van 0.01 eq m^{-3} overeenkomt met $pH = 5$, en $[H] = 0.31 \text{ eq m}^{-3}$ met $pH = 3.5$.

Om het effect van de gekozen parameterwaarden na te gaan werden zowel (i) de gibbsietrelatie met $\lg K_{Al_{ox}} = 8.5$ voor minerale bodems en $\lg K_{Al_{ox}} = 7.6$ voor veenbodems, (ii) de Vlaamse empirische waarden en (iii) de Nederlandse bodemtextuur-specifieke waarden getest bij het berekenen van streeflastfuncties. Op Europees vlak wordt vaak een gibbsietrelatie met $\lg K_{Al_{ox}} = 8$ gebruikt, maar 8.5 lijkt beter in overeenstemming met de gehalten aan organisch materiaal in Vlaamse bosbodems (Tabel 5.19). Op basis van de Vlaamse metingen (Fig. 5.21) zijn zowel $\lg K_{Al_{ox}} = 8$ als 8.5 verdedigbaar. Merk op dat een hogere $\lg K_{Al_{ox}}$ leidt tot hogere voorspelde Al-concentraties bij een bepaalde pH (Fig. 5.25).

5.6.3. Dissociatie organische zuren

Om de bijdrage van organische anionen tot de zuurneutraliserende capaciteit te beschrijven volgens het monoprotisch analoog model van VSD (vergelijking 3.36) is een dissociatieconstante nodig en de concentratie aan functionele organische anionen. Voor de dissociatieconstante wordt volgens de handleiding (UBA, 2004) veel gebruik gemaakt van de waarde $pK_1 = 4.5$. Omdat een vaste waarde van K_1 niet altijd volstaat om de dissociatie van organische zuren te voorspellen, werden empirische relaties opgesteld tussen pK_1 en de pH (Oliver *et al.*, 1983, in UBA, 2004):

$$pK_1 = -\log_{10}(K_1) = a + b \cdot pH - c(pH)^2 \quad (5.17)$$

waarbij $a = 0.96$, $b = 0.90$ en $c = 0.039$, met K_1 in mol L^{-1} (Oliver *et al.* 1983). De op deze manier berekende pK_1 varieert tussen 3.6 en 5.2 voor een pH -bereik van 3.5 tot 6.5. De geschatte fractie van de functionele DOC die gedissocieerd is als RCOO^- met een vaste of pH -afhankelijke waarde voor de dissociatieconstante verschilt voornamelijk bij de lagere pH -waarden (Fig. 5.26).

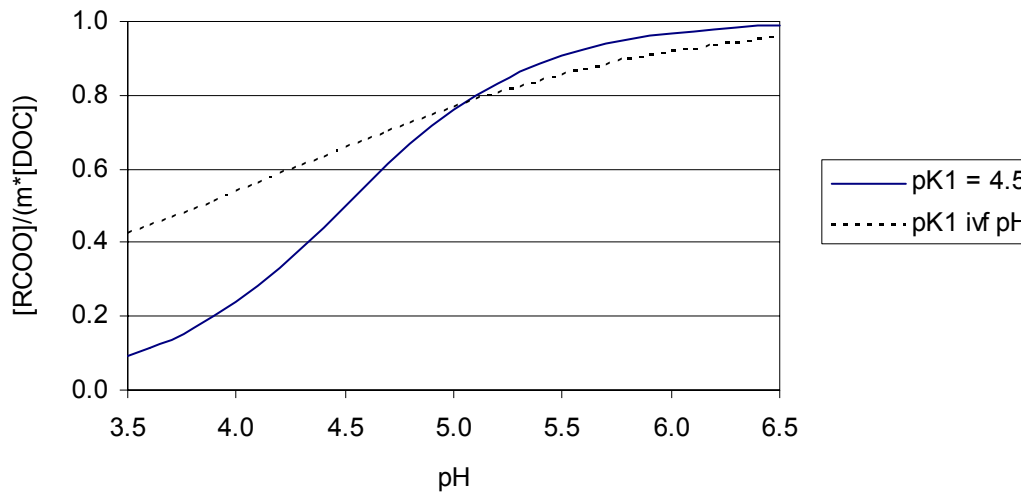


Fig. 5.26: Fractie aan gedissocieerde organische zuren in de bodemoplossing in functie van de pH , voor een vaste en pH -afhankelijke dissociatieconstante.

De concentratie aan functionele organische anionen is gelijk aan het product van de concentratie aan opgeloste organische stof (DOC) en een ladingsdichtheid m (vergelijking 3.36). Beide parameters zijn in principe plaats specifiek. De DOC-concentraties worden sinds 1999 gemeten in de bodemoplossing van vijf Vlaamse Level II proefvlakken (Fig. 5.27). Wanneer we de afwijkende waarden in proefvlak 14 voor 1999-2001 buiten beschouwing laten, is de gemiddelde DOC-concentratie in de C-horizon van deze proefvlakken (1999-2004) gelijk aan $1.35 \text{ mol C m}^{-3}$.

Waarden voor de ladingsdichtheid m zijn zelden beschikbaar. Gerapporteerde waarden variëren van 0.014 voor de toplaag en $0.044 \text{ mol mol C}^{-1}$ voor de B-horizon (Santore *et al.* 1995). De Vries *et al.* (2001) stelden een waarde voor van 5.5 eq kg C^{-1} of $0.066 \text{ eq mol C}^{-1}$. Met de laatste waarde voor m wordt de berekende concentratie aan zure functionele groepen op de opgeloste organische koolstof gelijk aan $m \cdot [\text{DOC}] = 0.09 \text{ eq m}^{-3}$. Deze waarde is gelijkaardig aan de standaardwaarde voor $m \cdot [\text{DOC}]$ in VSD *Studio* ($= 0.1 \text{ eq m}^{-3}$), en zal voor alle proefvlakken gebruikt worden.

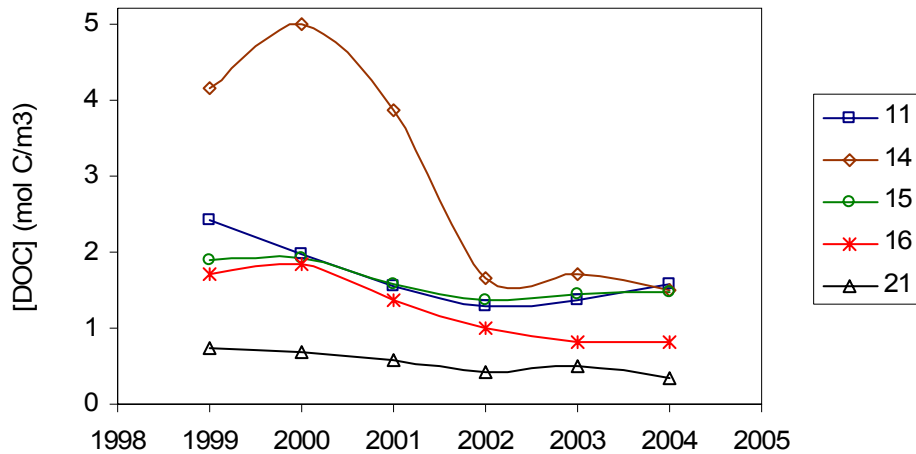


Fig. 5.27: Gemiddelde jaarlijkse concentratie aan opgeloste organische stof (DOC) in de bodemoplossing van de C-horizon voor vijf Vlaamse Level II proefvlakken.

5.6.4. Bicarbonaat

Om bicarbonaat te simuleren maakt het VSD-model gebruik van de partiële druk van CO_2 in de bodem (vergelijking 3.37). De partiële druk van CO_2 in de bodemoplossing is hoger dan in de atmosfeer ($p_{\text{CO}_2} \sim 370 \text{ ppm}$ of $3.7 \cdot 10^{-4} \text{ atm}$ in 2000) door respiratie en oxidatie van ondergronds organisch materiaal. De respiratieproductie van CO_2 is sterk afhankelijk van de bodemtemperatuur, en voor verschillende regio's werden lineaire relaties opgesteld tussen het logaritme van de CO_2 -partiële druk in de bodem en de bodemtemperatuur (UBA, 2004).

De partiële druk van CO_2 in de bodemoplossing kan ook geschat worden via empirische verhoudingen tussen bodem- en atmosferische CO_2 . De door de handleiding (UBA, 2004) voorgestelde verhouding tussen de partiële druk in de bodem en de atmosfeer bedraagt 5-10 voor de organische laag, 5-15 voor de A-laag, 15-20 voor de B-laag en 15-30 voor de C-laag. Voor het berekenen van streeflasten gebruikten we factor 15 voor de CO_2 -partiële druk als gemiddelde waarde voor de bovenste 50 cm van de bodem. Uit de lysimetermetingen van de Vlaamse Level II plots blijkt dat de bicarbonaatconcentratie in de bodemoplossing onder de detectielimiet ligt, in overeenstemming met de lage pH-waarden van de bodemoplossing.

5.7. Overzicht invoergegevens

Tabel 5.20 geeft een overzicht van de gebruikte instellingen in het *Very Simple Dynamic* model bij het berekenen van streeflasten. Tabel 5.21 vat de parameterwaarden samen die voor alle proefvlakken gelijk verondersteld werden; de andere gegevens (Tabel 5.22) varieerden naargelang het proefvlak. Alle invoerdata werden reeds besproken in hoofdstuk 5, behalve de waarden van de door het VSD-model gecalibreerde uitwisselingsconstanten (zie Tabel 6.10). Tabel 5.23 vat de belangrijkste parameters verschillen samen bij het berekenen van kritische lasten tussen de studie van Langouche *et al.* (2001) en de huidige studie.

Tabel 5.20. Gekozen modelinstellingen in VSD

Omschrijving	Keuze
Simulatieperiode (begin- en eindjaar)	1880 - 2100
Protocoljaar (begin depositiereductie naar streeflast)	2010
Implementatiejaar (vanaf dan constante streeflast)	2020
Doeljaar (chemisch criterium bereikt)	2030, 2050 en 2100
Chemisch criterium	Al:Bc in bodemoplossing
Kritische waarde voor chemisch criterium	1
Kationenuitwisselingsmodel (Gapon of Gaines-Thomas)	Gapon

Tabel 5.21. Parameterwaarden voor alle proefvlakken.

Omschrijving parameter	Symbool	Waarde	Eenheid
Bodemdikte	z	0.50	m
Logaritme van evenwichtsconstante Al-H-verband	$\lg K_{Al_{ox}}$	mineraal 8.5 veen 7.5	$(\text{mol L}^{-1})^{-1-a}$ $(\text{mol L}^{-1})^{-1-a}$
Exponent Al - H verband	expAl	3	-
Factor partiele CO ₂ -druk in de bodem	p_{CO_2}	15	-
Concentratie dissocieerbare organische anionen	$m \cdot \text{DOC}$	0.09	eq m^{-3}
Dissociatieconstante organische anionen	pK_1	f(pH)	-
Parameterwaarden pH-afhankelijke dissociatie	a, b, c	0.96, 0.9, 0.039	-
Maximale C/N-verhouding	CN_{\max}	40	-
Minimale C/N-verhouding	CN_{\min}	12	-
Bodemvochtgehalte	θ	0.12	$\text{m}^3 \text{m}^{-3}$

Tabel 5.22. Invoergegevens die varieerden per proefvlak, en de mediaanwaarde en het bereik (minimum en maximum) voor de gebruikte proefvlakken (n = 83).

Omschrijving variabele	Symbool	Mediaan (bereik)	Eenheid
Bulkdichtheid	ρ	1.3 (0.9 - 1.6)	g cm^{-3}
Aanvaardbare stikstofimmobilisatie in bodem	$N_{i,acc}$	197 (83 - 357)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Totale depositie van stikstof	N_{dep}	EMEP - f(tijd)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Totale depositie van zwavel	S_{dep}	EMEP - f(tijd)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Totale depositie van basische kationen	Bc_{dep}	840 (826 - 916)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Totale depositie van natrium	Na_{dep}	981 (844 - 1366)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Totale depositie van chloride	Cl_{dep}	1129 (999 - 1615)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Verwerking van basische kationen	BC_w	125 (125 - 1375)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Netto-groeiopname van basische kationen	Bc_u	438 (175 - 845)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Netto-groeiopname van stikstof	N_u	520 (181 - 943)	$\text{eq ha}^{-1} \text{jr}^{-1}$
Drainageflux onder de wortelzone	Q	267 (123 - 356)	mm jr^{-1}
Denitrificatiefractie	f_{de}	0.5 (0.1 - 0.8)	-
Koolstofvoorraad bovenste bodemlaag	$C_{topsoil}$	6911 (2903 - 51690)	g m^{-2}
C/N-verhouding bovenste bodemlaag (+ FH-laag)	$CN_{topsoil}$	22 (12 - 35)	-
Jaar meting koolstofvoorraad en C/N-verhouding	-	2004	-
Kationenuitwisselingscapaciteit (bij pH 6.5)	CEC	62 (16 - 298)	meq kg^{-1}
Basenverzadiging (bij pH 6.5)	E_{Bc}	0.08 (0.02 - 0.92)	-
Jaar meting basenverzadiging	-	2004	-
Logaritme van uitwisselingsconstante Al - Bc	$\lg k_{AlBc}$	-1.2 (-5.1 - 0.1) ^a	$(\text{mol L}^{-1})^{1/6}$
Logaritme van uitwisselingsconstante H - Bc	$\lg k_{HBc}$	3.0 (1.1 - 3.6) ^a	$(\text{mol L}^{-1})^{-1/2}$

^aUitwisselingsconstanten gecalibreerd door het VSD-model.

Tabel 5.23. Belangrijkste verschillen in invoergegevens bij het berekenen van kritische lasten volgens Langouche *et al.* (2001) en de huidige studie.

Omschrijving variabele	Symbool	Langouche <i>et al.</i> (2001)	Huidige studie
Minerale verwerking (via moedermateriaal-textuurklasse)	BC_w	Textuurklasse op basis van kleigehalte	Textuurklasse op basis van klei- en zandgehalte
Aanvaardbare N-immobilisatie	$N_{i,acc}$	Vaste waarden voor loof- en naaldhoutreceptoren (140 en 357 eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Aanvaardbare verandering N t.o.v. C (mediaan ~ 200 eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)
Totale depositie van Na en Cl	Na_{dep} , Cl_{dep}	$Na_{dep} = Cl_{dep} = 0$, geen zeezoutcorrectie voor Bc	Ruimtelijk variabele Na_{dep} en Cl_{dep}
Totale depositie van K, Ca, Mg	Bc_{dep}	Waarde per provincie (gemiddelde 1994-2000)	Constante $K_{dep} + Ca_{dep}$, ruimtelijk variabele Mg_{dep} (gemiddelde 2000-2004)
Drainageflux onder wortelzone	Q	Vaste ET_a	ET_a per boomsoort
Concentratie diss. org. anionen	m·DOC	0	0.09
Dissociatieconst. org. anionen	pK ₁	Niet van toepassing	f(pH)

6. Resultaten en bespreking

6.1. Intensief bemonsterde Level II proefvlakken

De in *VSD Studio* berekende bodemwaterconcentraties kunnen vergeleken worden met de beschikbare meetwaarden voor vijf intensief bemonsterde Level II plots in Vlaanderen (proefvlak 11, 14, 15, 16 en 21 van bijlage 1). Voor deze plots kan ook een calciumbudget (deel 6.1.3) opgesteld worden ter illustratie van de grootte-orde van de fluxen die een rol spelen bij de dynamische modellering van bodemverzuring in bos.

6.1.1. Gemeten bodemwaterconcentraties

Bijlage 3 illustreert het tijdsverloop van de jaargemiddelde concentraties (gebaseerd op tweewekelijkse metingen) van H^+ (pH), basische kationen Bc (K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+}), Cl^- , Al^{3+} , NO_3^- en SO_4^{2-} in het bodemuitspoelingswater tussen 1992 en 2004. Voor proefvlak 11 is naast de concentratie in het lysimeterwater van de C-horizon ook de concentratie in de B-horizon getoond, omdat de bodemoplossing in de C-horizon waarschijnlijk beïnvloed wordt door hoge grondwaterstanden in de winter. De Cl^- -concentratie geeft een indicatie van de hoeveelheid uitspoelingswater in een bepaald jaar, met lagere concentraties in nattere meetjaren (bv. de periode 1998-2002; cf. Fig. 5.19) dan in droge periodes. Uit de figuren in bijlage 3 blijkt algemeen een tendens tot een verlaagde ionenconcentratie en een toegenomen pH van het uitspoelingswater onder de wortelzone tijdens het voorbije decennium.

De (zwakke) positieve relatie tussen de Al- en H-concentratie werd al getoond in Fig. 5.23 (zij het logaritmisch, i.e. de relatie tussen de pH en pAl). De Al-concentratie blijkt voor alle vijf de proefvlakken wel sterk positief gecorreleerd te zijn met de gezamenlijke concentratie van NO_3^- en SO_4^{2-} ($r^2 = 0.77$, Fig. 6.1). Er bestaat ook een duidelijke positieve correlatie tussen de concentratie van K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} en van NO_3^- en SO_4^{2-} , zoals getoond in Fig. 6.2. De helling van de relatie verschilt significant tussen de proefvlakken op lemige bodems (16 en 21) en op zandige bodems (11, 14 en 15) (Fig. 6.2).

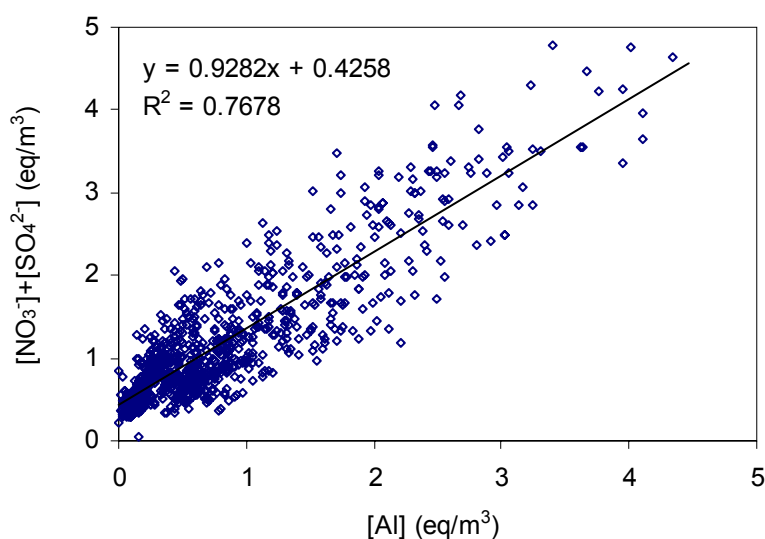


Fig. 6.1. Verband tussen de (totale) aluminiumconcentratie ($eq\ m^{-3}$) en de som van de nitraat- en sulfaatconcentratie ($eq\ m^{-3}$) in het bodemuitspoelingswater van vijf Vlaamse Level II proefvlakken ($n_{tot} = 905$, tweewekelijkse metingen van het lysimeterwater van de C-horizon (B-horizon voor proefvlak 11) tussen 1992 en 2004).

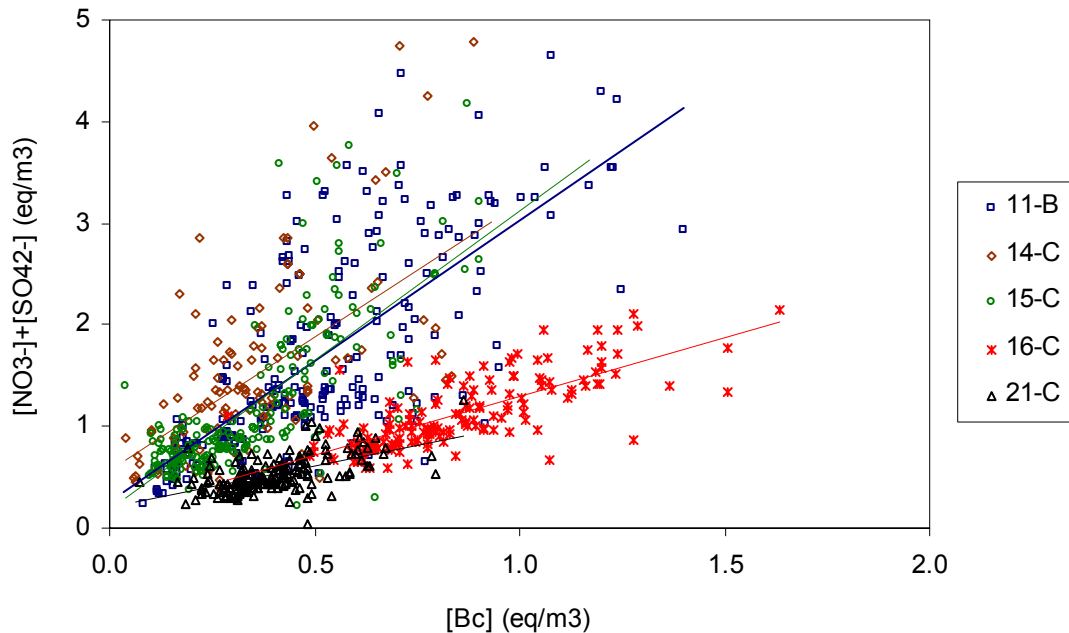


Fig. 6.2. Verband tussen de som van de Bc-concentratie (K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+}) ($eq\ m^{-3}$) en de som van de nitraat- en sulfaatconcentratie ($eq\ m^{-3}$) in het bodemuitspoelingswater van vijf Vlaamse Level II proefvlakken ($n_{tot} = 905$, tweewekelijkse metingen van het lysimeterwater van de C-horizon (B-horizon voor proefvlak 11) tussen 1992 en 2004; $r^2 = 0.31-0.33$ voor proefvlak 14 en 21, $r^2 = 0.52-0.56$ voor proefvlak 11, 15 en 16).

6.1.2. Voorspelde bodemwaterconcentraties

De streeflastfuncties die met VSD berekend worden, zijn gebaseerd op het gesimuleerde tijdsverloop van de bodemwaterconcentraties. Om inzicht te verwerven in de werking en in de sterktes en zwaktes van het VSD-model, vergeleken we de voorspelde en gemeten ionenconcentraties voor de vijf beschikbare Level II proefvlakken. Er werd ook nagegaan in hoeverre de invoervariabelen konden aangepast worden om de voorspellingen beter te doen overeenstemmen met de metingen. Bij deze analyse dient wel rekening gehouden te worden met de volgende beperkingen:

- Hoewel de dataset van bodemwaterconcentraties voor Vlaanderen relatief uitgebreid is in vergelijking met andere regio's, zijn enkel metingen beschikbaar vanaf 1992. In de droge jaren zijn de gebruikte jaargemiddelde lysimeterconcentraties bovendien gebaseerd op relatief weinig tweewekelijkse gegevens.
- Het VSD-model is vooral bedoeld om kritische lasten en streeflasten te bepalen voor een groot aantal receptoren in regionale toepassingen. De calibreermogelijkheden in VSD *Studio* zijn dan ook eerder beperkt.

De huidige studie richt zich op het bepalen van streeflasten voor Vlaamse boscossystemen, op basis van veralgemeende data. In dit onderdeel gebruikten we daarom voor elk van de vijf onderzochte proefvlakken in eerste instantie deze veralgemeende invoergegevens, ook als er wel sitespecifieke gegevens beschikbaar waren. Zo werd bv. de veralgemeende nutriëntenopname per boomsoort gebruikt (Tabel 5.16) en niet de plantopname gebaseerd op de gemeten volumeaanwas in de proefvlakken (Tabel 5.15).

6.1.2.1. Proefvlak 11 (Wijnendale)

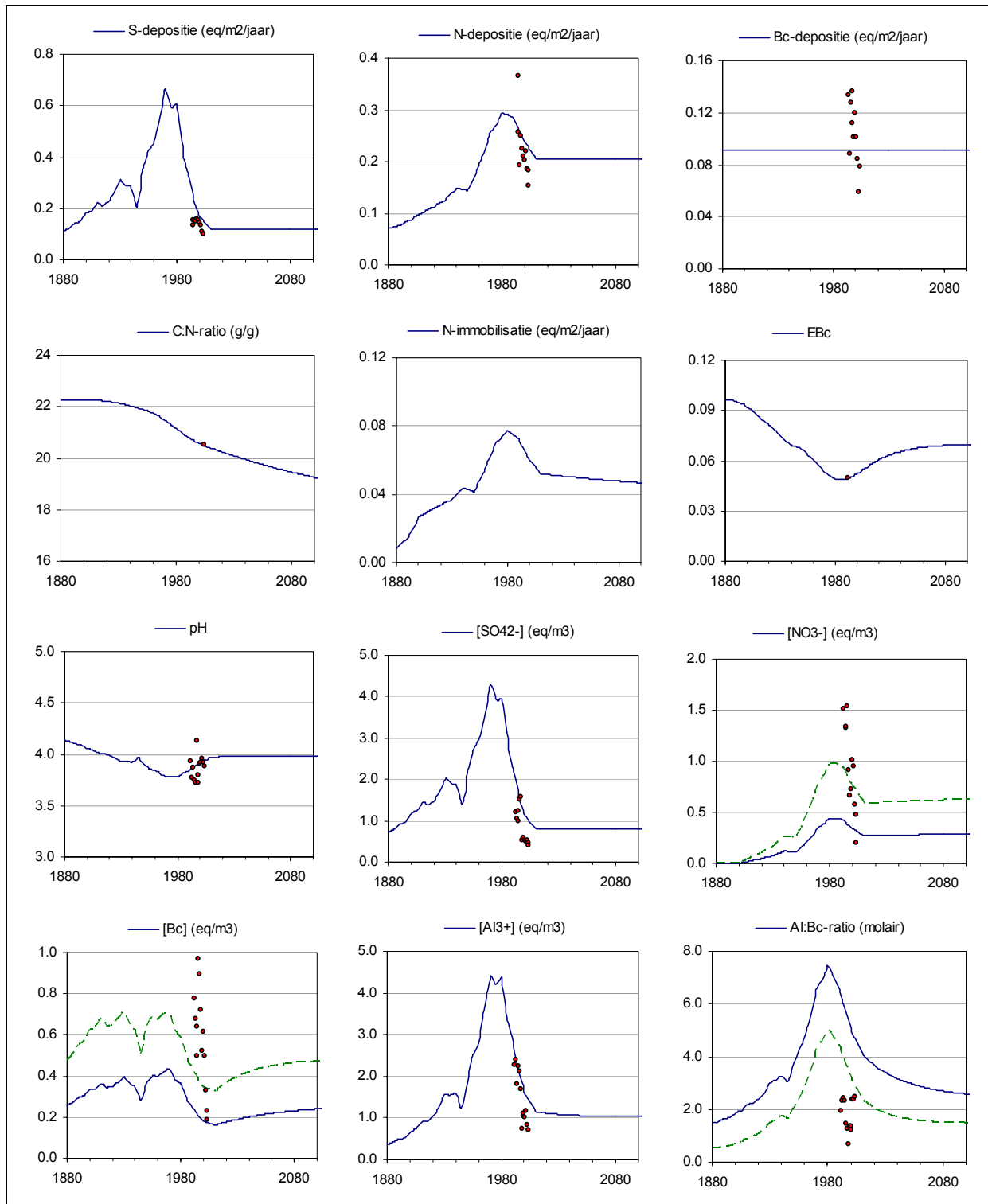


Fig. 6.3. Enkele gesimuleerde (lijnen) en gemeten (punten) variabelen bij de dynamische modellering van bodemverzuring voor proefvlak 11. De stippellijnen stemmen overeen met de simulaties na het verlagen van f_{de} van 0.5 tot 0.1 en het verhogen van de minerale verwerkingssnelheid (+40%) t.o.v. de basisgegevens ($1 \text{ eq m}^{-2} = 10 \text{ keq ha}^{-1}$).

Fig. 6.3 illustreert de dynamische modellering van bodemverzuring voor proefvlak 11 (Wijnendale), gebaseerd op de standaard-invoervariabelen zoals samengevat in Tabel 5.20 tot Tabel 5.22. De EMEP-tijdreeksen voor de N- en S-depositie in Fig. 6.3 stemmen redelijk overeen met de beschikbare gemeten deposities (1994 tot 2004, via de gecorrigeerde doorvalmethode), hoewel de gemeten N-depositie sneller afneemt (zie ook Fig. 5.13). Voor de depositie van $\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{K}^+$ (Bc) wordt een constante waarde gebruikt in VSD (Fig. 6.3). Op basis van de actuele gemeten C/N-verhouding en de C-voorraad wordt door het VSD-model een initiële C/N-verhouding gecalibreerd voor het gekozen startjaar (i.e. 1880). Uitgaande van de actuele basenverzadiging (E_{Bc} bij een pH van 6.5, afgeleid uit metingen bij de bodem-pH) wordt ook een initiële basenverzadiging gecalibreerd voor dit startjaar.

Via massabalansen en evenwichtsvergelijkingen (zie hoofdstuk 3) wordt de evolutie van verschillende variabelen gesimuleerd doorheen de tijd. Zo bepaalt het tijdsverloop van de C/N-verhouding de hoeveelheid N die in de bodem wordt geïmmobiliseerd (N_i). In dit geval is deze voorspelde N_i - hoeveelheid maximaal gelijk aan $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ ($0.096 \text{ eq m}^{-2} \text{ jaar}^{-1}$ of $0.96 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}$) in het jaar 1980, om daarna af te nemen tot $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ in 2000 (Fig. 6.3). Deze waarden lijken aannemelijk, maar accurate metingen om met deze simulaties van N_i te vergelijken zijn niet beschikbaar. Bovendien biedt het VSD-model weinig mogelijkheden om de voorspelde N-immobilisatie te veranderen. Ook de denitrificatie van N wordt gesimuleerd doorheen de tijd, en kent een gelijkaardig verloop als de N-immobilisatie (niet getoond). Op basis van Tabel 5.12 had dit proefvlak een denitrificatiefactor (f_{de}) van 0.5, wat leidde tot een gemiddelde denitrificatie van $7.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor de periode 1992-2004. Uit Fig. 6.3 blijkt dat de voorspelde nitraatconcentraties in het bodemwater lager liggen dan de gemeten waarden. De voorspelde Na^+ - en Cl^- -concentraties zijn wel in de grootte-orde van de gemiddelde meetwaarden (niet getoond), wat betekent dat de gebruikte drainageflux realistisch is. De lage gesimuleerde NO_3^- -concentraties kunnen onder meer te wijten zijn aan een te hoge inschatting van de N-opname, een te lage N-depositie, een te hoge N-immobilisatie of een te hoge denitrificatiefactor. Voor dit proefvlak zou de denitrificatie kunnen overschat zijn, en het verlagen van f_{de} van 0.5 naar 0.1 doet de voorspelde NO_3^- -concentraties (stippellijn voor $[\text{NO}_3^-]$ in Fig. 6.3) inderdaad beter aansluiten bij de metingen. De gemeten NO_3^- -concentratie daalt echter sterker (zie ook bijlage 3) dan door het model wordt gesimuleerd. Het aanpassen van de gebruikte N-depositie (snellere afname vanaf 1990) verbeterde hier weinig aan. Merk wel op dat het VSD-model werkt met een vaste uitspoelingsflux doorheen de tijd, terwijl de gemeten jaargemiddelde bodemwaterconcentraties variëren in functie van het neerslagoverschot.

Ook de voorspelde concentratie van Bc in het bodemwater $[\text{Bc}]$, ligt lager dan de metingen bij het gebruik van de basisdata. Dit kan gedeeltelijk verholpen worden door de gebruikte aanvoer van Bc via depositie of verwerking te verhogen of door de groeiopname van Bc te verlagen. Net zoals voor NO_3^- is de variatie in de gemeten Bc-concentraties erg groot. Het verhogen van de aanvoer van Bc door bv. een 40% hogere verwerkingssnelheid verhoogt de voorspelde Bc-concentraties en verlaagt de voorspelde Al:Bc-verhouding in het bodemwater (stippellijn in Fig. 6.3), maar de overeenkomst blijft matig-slecht. De gemeten molaire Al:Bc-verhouding varieert van 0.7 tot 2.5 tussen 1992 en 2004, wat duidelijk lager is dan de voorspelde verhouding (3.9 tot 2.9). Dit komt zowel door de onderschatte Bc-concentratie als door de overschatte Al-concentratie. De gesimuleerde Al-concentratie hangt vooral af van de SO_4^{2-} -concentratie, die op zijn beurt bepaald wordt door de S-depositie. De EMEP-S-depositie stemt voor dit proefvlak echter redelijk goed overeen met de gemeten waarden. De voorspelde Al:Bc-verhouding wordt gebruikt om streeflasten te berekenen voor verzuring. Dit gebeurt door op iteratieve wijze de N- en S-depositie na 2010 te bepalen (met vaste

waarde vanaf 2020 na een lineaire afname tussen 2010 en 2020) waarbij voldaan wordt aan de opgelegde Al:Be-verhouding (= 1) vanaf een gekozen doeljaar. Op een gelijkaardige wijze kunnen ook andere criteria getoetst worden, door de N- en S-depositie te bepalen waarbij vanaf het doeljaar bv. een bepaalde kritische pH wordt gerespecteerd.

Voor de huidige studie is het in eerste instantie van belang om na te gaan wat het effect is van de geteste parameterwijzigingen op de berekende streeflasten. De kritische lastfuncties en streeflastfuncties voor het doeljaar 2050 worden getoond in Fig. 6.4 voor de beschreven aanpassingen. Vooral het veranderen van de veronderstelde minerale verwerking blijkt veel invloed te hebben op de lastfuncties voor verzuring. In deel 6.4 wordt de gevoeligheid van de berekende streeflastfuncties voor wijzigingen in de invoerdata op een meer systematische wijze behandeld.

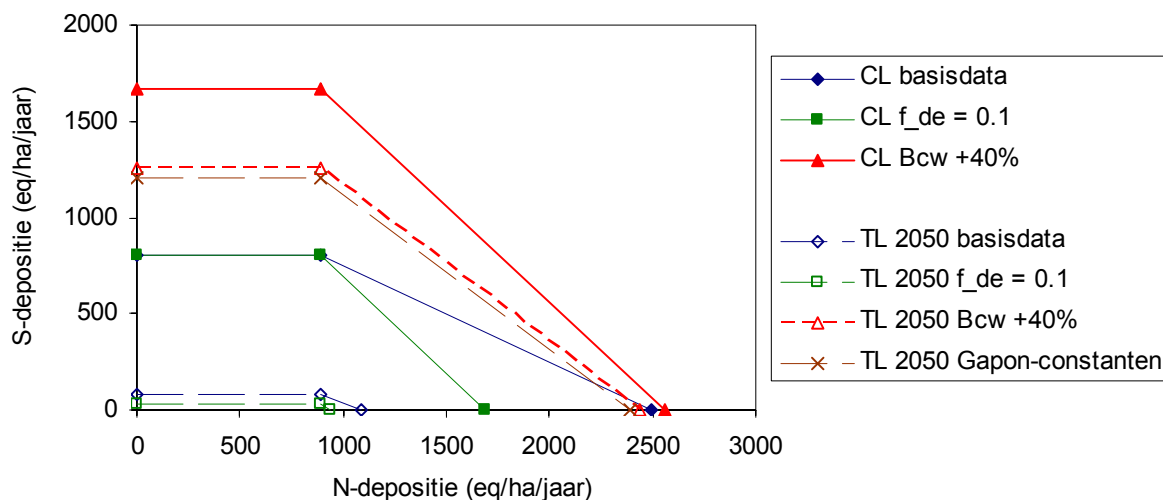


Fig. 6.4. Kritische lastfuncties (CL) en streeflastfuncties voor verzuring (TL met doeljaar 2050) voor proefvlak 11 bij opeenvolgende gewijzigde invoervariabelen (zie tekst).

We gingen ook na wat het effect was van de veronderstelde verdeling van Al ten opzichte van H^+ op het uitwisselingscomplex. In VSD blijkt de fractie van het uitwisselingscomplex dat niet bezet is door basische kationen immers volledig toegeschreven te worden aan H^+ , en niet aan Al, wat niet overeenstemt met de beschikbare metingen (zie bv. Fig. 5.6). In VSD *Studio* kunnen de uitwisselingsconstanten van het Gapon- of Gaines-Thomas-model wel zodanig geregeld worden dat Al bv. 70% van het uitwisselingscomplex inneemt. Deze wijziging had echter geen merkbaar effect op de voorspelde Al- of H-concentraties (pH), en veranderde ook de streeflasten niet (Fig. 6.4, 'Gapon-constanten') (bij de kritische lasten speelt kationen-uitwisseling geen rol, zodat de lastfunctie voor deze wijziging niet getoond is). Ook voor de overige vier intensief bemonsterde proefvlakken had de verdeling van Al t.o.v. H op het uitwisselingscomplex in het VSD-model geen effect op de berekende streeflasten.

6.1.2.2. Proefvlak 14 (Ravels) en 15 (Brasschaat)

Voor proefvlak 14 werden in eerste instantie andere streeflasten voor verzurende N gevonden met VSD *Studio* dan met VSD *Access*, hoewel beide programma's hetzelfde dll-bestand gebruiken. De verklaring hiervoor lag in een verschillende behandeling van de tijdsafhankelijke N-immobilisatie. De gemeten C/N-ratio van de strooisel- en bovenste bodemlaag in plot 14 was in 2004 gelijk aan 28, met een C-voorraad (0-20 cm) van 67 ton ha^{-1} .

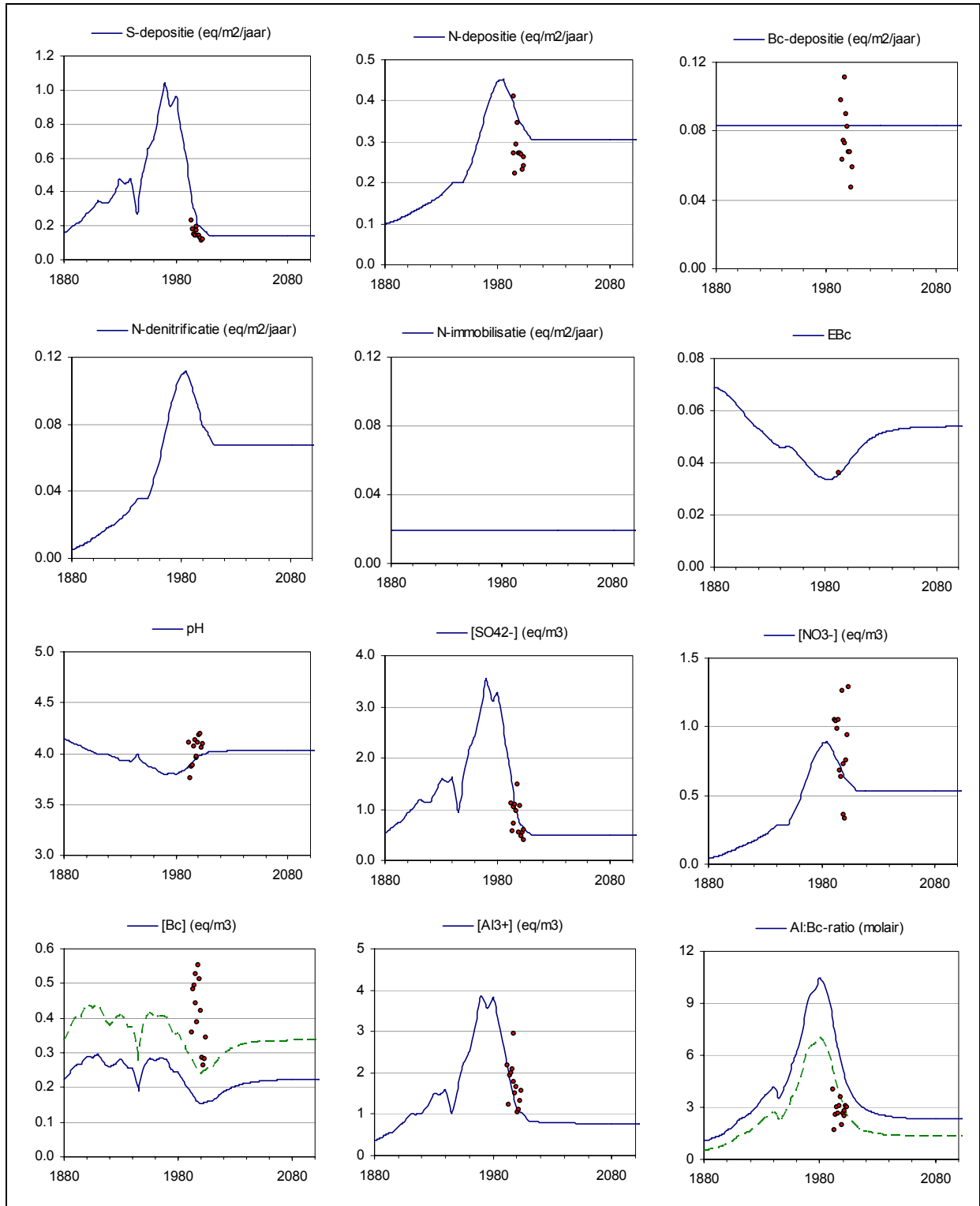


Fig. 6.5. Enkele gesimuleerde (lijnen) en gemeten (punten) variabelen bij de dynamische modellering van bodemverzuring voor proefvlak 14. De stippellijnen stemmen overeen met de simulaties na het verhogen van Bc_{dep} (+40%) t.o.v. de basisgegevens.

Het calibreren van de initiële C/N-verhouding voor het jaar 1880 leidde tot onrealistisch hoge C/N-waarden (> 1000) omdat het model er niet in slaagde om deze actuele C/N-verhouding te simuleren onder de historische hoge N-depositie. Het resultaat was dat in VSD *Studio* geen tijdsafhankelijke N-immobilisatie meer werd gemodelleerd. In de VSD *Access* versie die door

het CCE ter beschikking werd gesteld, gebeurde dit echter wel nog: het model calibreerde een (zeer hoge) C/N-ratio voor 1880 en gebruikte deze vervolgens om streeflasten te berekenen, met zeer hoge waarden voor de streeflast voor verzurende stikstof tot gevolg. In overleg met het CCE (J. Slootweg) werd daarom de calibratie-routine in VSD *Access* (module VSD_sh) aangepast, zodat na een eerste calibratie van de initiële C/N-verhouding wordt nagegaan of het resultaat redelijk is (C/N-ratio lager dan 80). Indien dit niet het geval is, wordt de tijdsafhankelijke N-immobilisatie op nul gezet, net zoals in VSD *Studio*.

Omdat voor proefvlak 14 de in 2004 gemeten C/N-verhouding niet kon gesimuleerd worden door VSD, werd dus enkel de aanvaardbare N-immobilisatie ($N_{i,acc}$) in rekening gebracht. Deze $N_{i,acc}$ bedroeg voor dit proefvlak $2.7 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, gebaseerd op de gemeten C-voorraad (cf. Van Hinsberg en de Vries, 2003). Het gevolg hiervan was dat er in de simulatie veel N beschikbaar was voor denitrificatie (na aftrek van de groeiopname van N) De gemiddelde voorspelde denitrificatie ($f_{de} = 0.3$, met Tabel 5.12) voor de periode 1992-2004 was daardoor gelijk aan $12 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, wat redelijk hoog lijkt. De gesimuleerde NO_3^- -concentratie benaderde wel de mediaan van de gemeten concentraties, die opnieuw sterk varieerden tussen de jaren (Fig. 6.5). De gemeten NO_3^- -concentratie blijkt opnieuw sneller af te nemen (cf. bijlage 3) dan door het VSD-model kon voorspeld worden (Fig. 6.5).

Net zoals bij proefvlak 11 werden de gemeten Bc-concentraties voor proefvlak 14 onderschat (Fig. 6.5) bij gebruik van de basisgegevens voor de depositie, verwerking en groeiopname van Bc. Omdat een hoge minerale verwerking weinig waarschijnlijk lijkt voor deze zandige bodem, en de veronderstelde opname van Bc al vrij laag ligt voor de boomsoort Corsicaanse den (cf. Tabel 5.16), testten we het effect van een verhoogde depositie van Bc. Een verhoging van Bc_{dep} met bv. 40% ($1160 \text{ i.p.v. } 830 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) leidde maar tot een beperkte verbetering van de voorspelde concentraties van Bc (stippellijn in Fig. 6.5). De gemeten Al- en SO_4^{2-} -concentraties kwamen wel goed overeen met de voorspelde concentraties. Ook de gesimuleerde Al:Bc-verhouding was aanvaardbaar op basis van de beschikbare metingen als Bc_{dep} 40% hoger werd verondersteld gedurende de volledige simulatieperiode (stippellijn in Fig. 6.5). Als de N- en S-depositie na 2010 ongewijzigd blijft t.o.v. de EMEP-Götheborg-tijdreeks, blijft de voorspelde Al:Bc-verhouding van het bodemwater in proefvlak 14 hoger dan 1 (Al:Bc = 2.3), ook als Bc_{dep} 40% hoger verondersteld werd (Al:Bc = 1.3). De geteste wijzigingen hadden weinig effect op de berekende lastfuncties voor proefvlak 14 (Fig. 6.6).

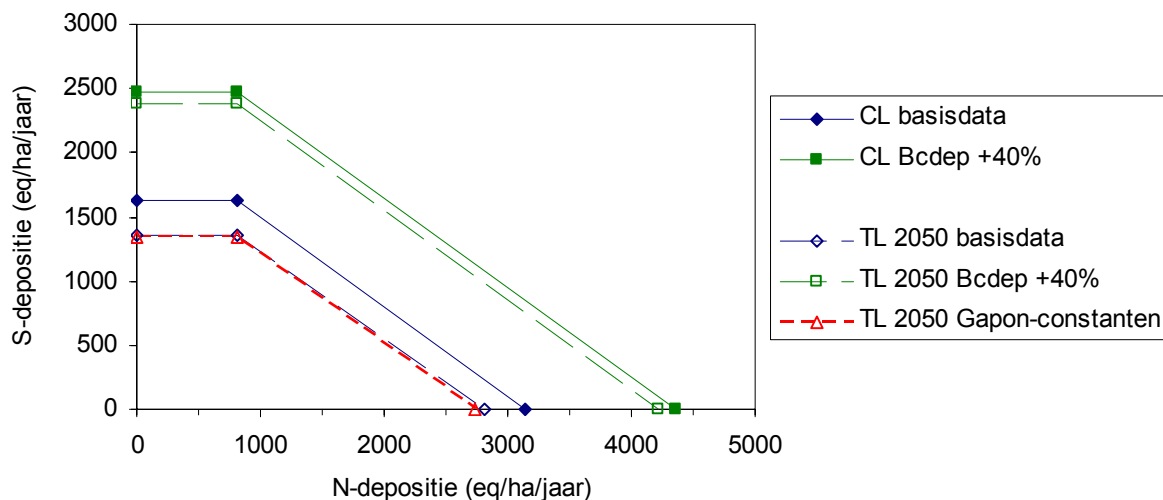


Fig. 6.6. Kritische lastfuncties (CL) en streeflastfuncties voor verzuring (TL met doeljaar 2050) voor proefvlak 14 bij gewijzigde invoervariabelen (zie tekst).

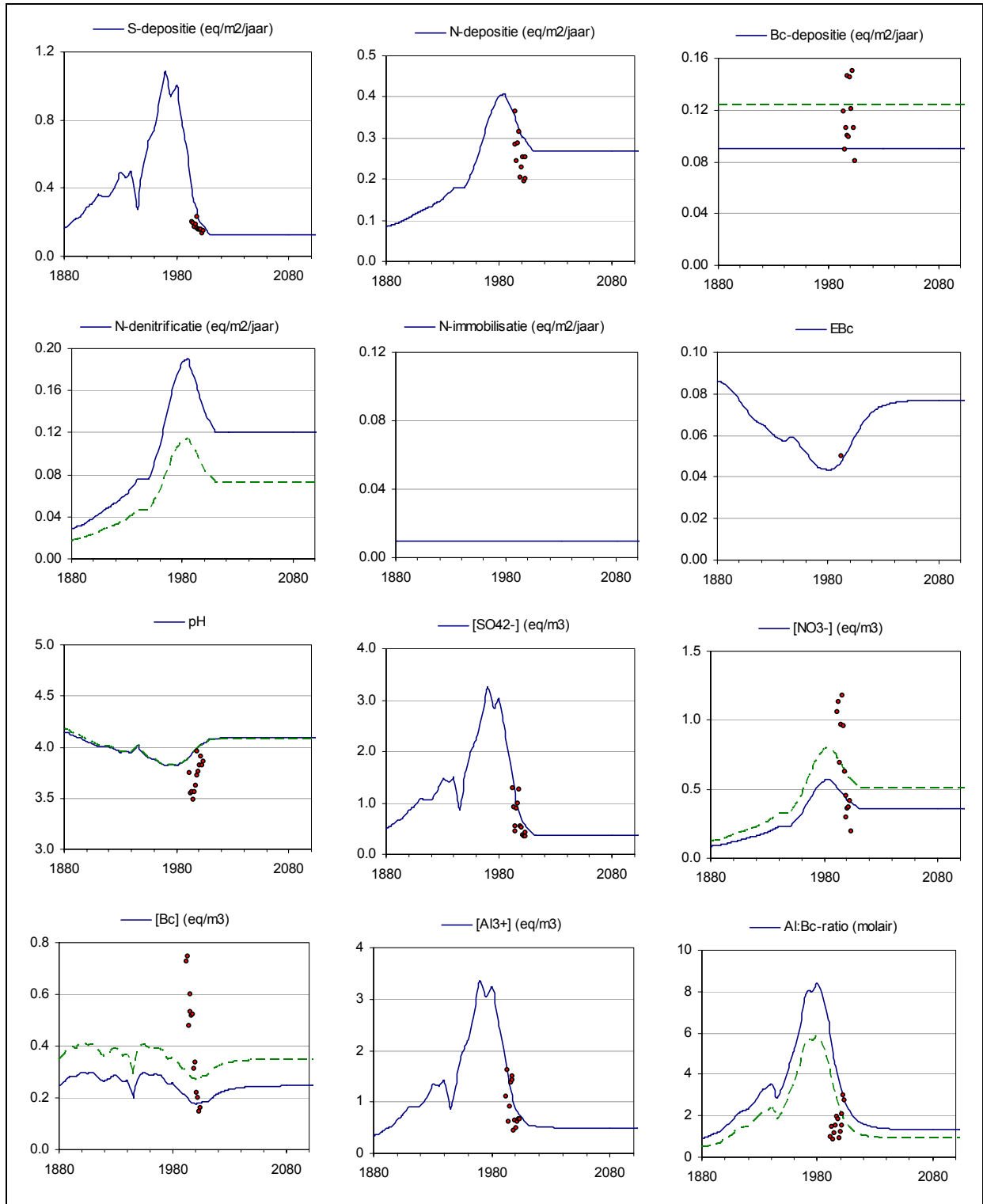


Fig. 6.7. Enkele gesimuleerde (lijnen) en gemeten (punten) variabelen bij de dynamische modellering van bodemverzuring voor proefvlak 15. De stippellijnen stemmen overeen met de simulatie na het verlagen van f_{de} van 0.5 tot 0.3 en het verhogen van Bc_{dep} (+40%) t.o.v. de basisgegevens.

Voor proefvlak 15 (Brasschaat) was het ook niet mogelijk om een tijdsafhankelijke N-immobilisatie in de bodem te simuleren met het VSD-model. De gemeten C/N-verhouding voor de strooisel- en bovenste bodemlaag van dit grove dennenbestand bedroeg 22 in 2004,

maar door de erg lage gemeten C-voorraad in de bovenste 20 cm van de bodem (33 ton ha^{-1}) kon geen zinvolle C/N-verhouding in 1880 gecalibreerd worden. De voorspelde hoeveelheid N-immobilisatie was blijkbaar te laag om de huidige C/N-verhouding te kunnen simuleren, gegeven de hoge N-depositie en de lage N-opname volgens de basisdata. Door de lage C-pool werd ook een lage aanvaardbare vaste N-immobilisatie afgeleid ($N_{i,acc} = 1.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$). Net zoals bij proefvlak 14 was er bij de simulatie van proefvlak 15 dus veel N beschikbaar voor denitrificatie. In combinatie met een f_{de} -waarde van 0.5 leidde dit tot hoge voorspelde denitrificatie-hoeveelheden, bv. gemiddeld $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ tussen 1992 en 2004 (Fig. 6.7). De voorspelde NO_3^- -concentraties lagen dan ook lager dan de meeste gemeten waarden in de C-horizon (Fig. 6.7). Door f_{de} te verlagen van 0.5 tot 0.3 kon hierin enige verbetering gebracht worden (stippellijn in Fig. 6.7).

Net zoals in proefvlakken 11 en 14 lagen de gesimuleerde Bc-concentraties voor proefvlak 15 lager dan de meeste meetwaarden (Fig. 6.7). Bovendien was de voorspelde pH duidelijk hoger dan de metingen. Het verhogen van de Bc-depositie verbeterde de overeenstemming van de Bc-concentraties, maar maakte de overeenstemming voor de pH slechter. Door het verminderen van de drainageflux kon de gesimuleerde pH verlaagd worden, maar niet in die mate dat de lage gemeten pH's van het bodemwater bereikt werden (niet getoond). Bovendien stegen de gesimuleerde concentraties van de andere ionen bij een verlaagde drainageflux, wat tot slechtere resultaten leidde voor Na^+ , Cl^- , Al^{3+} en SO_4^{2-} . De overeenkomst tussen de gemeten en voorspelde Al:Bc-verhouding voor proefvlak 15 was gelijkaardig als voor proefvlak 14 (Fig. 6.7). Merk op dat een wijziging in de drainageflux wel invloed heeft op de voorspelde ionenconcentraties, maar nauwelijks op de Al:Bc-verhouding en streeflastfuncties (niet getoond). Voor proefvlak 15 waren de streeflastfuncties voor doeljaar 2050 nauwelijks lager (strenger) dan de kritische lastfuncties (Fig. 6.8).

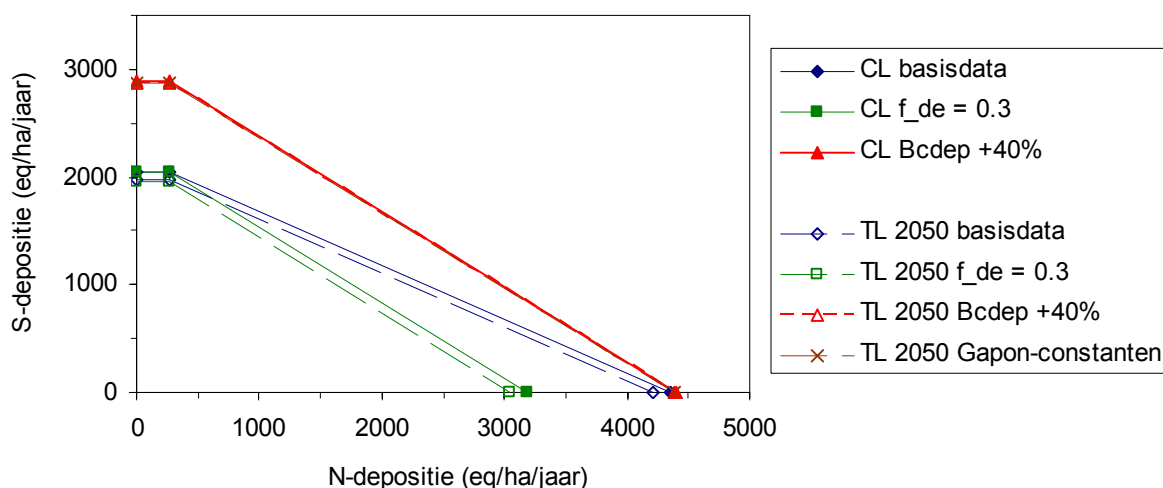


Fig. 6.8. Kritische lastfuncties (CL) en streeflastfuncties voor verzuring (TL met doeljaar 2050) voor proefvlak 15 bij opeenvolgende gewijzigde invoervariabelen (zie tekst).

6.1.2.3. Proefvlak 16 (Gontrode) en 21 (Zoniën)

Bij gebruik van de basisdata voor proefvlak 16 en 21 lagen de voorspelde concentraties van Na^+ en Cl^- in het bodemwater ongeveer dubbel zo hoog als de mediane meetwaarden (1992-2004). Aangezien de voorspelde deposities van Na^+ en Cl^- wel vergelijkbaar waren met de gemiddelde gemeten doorvaldeposities, was de gebruikte drainageflux (gebaseerd op soort-

specifieke waarden voor de interceptie en evapotranspiratie, zie Tabel 5.17) blijkbaar te laag. Daarom verdubbelden we de drainageflux voor beide proefvlakken, zodat de mediane Na^+ - en Cl^- -concentraties in het bodemwater beter voorspeld werden (niet getoond).

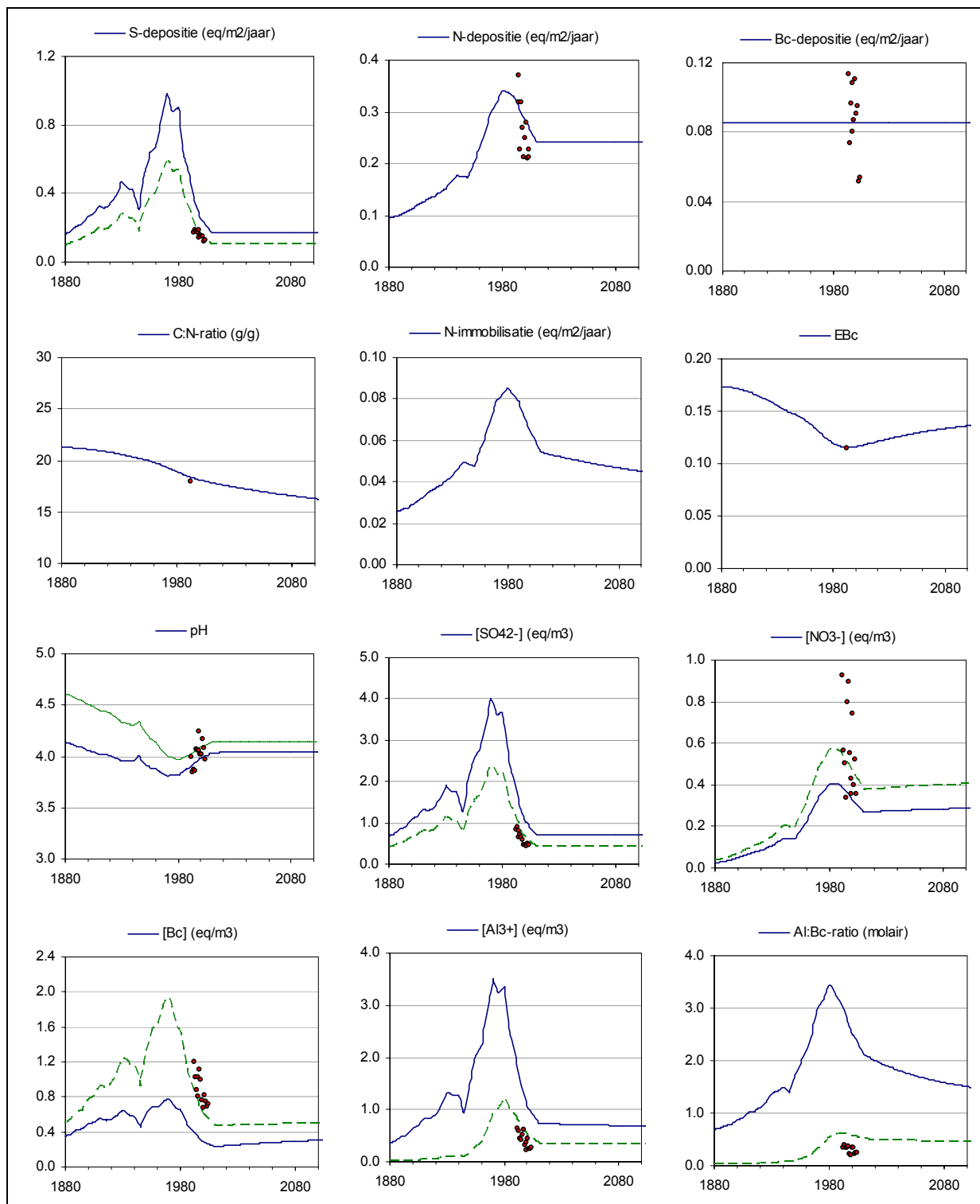


Fig. 6.9. Enkele gesimuleerde (lijnen) en gemeten (punten) variabelen bij de dynamische modellering van bodemverzuring voor proefvlak 16 met een verhoogde drainageflux Q (+100%). De stippellijnen stemmen overeen met de simulatie na het verlagen van f_{de} van 0.5 tot 0.3 en van S_{dep} (-40%), en het verhogen van Bc_w (+75%) t.ov. de basisgegevens.

Ook met verhoogde drainagefluxen (+100%) werd de Al-concentratie in het bodemwater van plot 16 overschat, terwijl de Bc-concentratie werd onderschat (Fig. 6.9). Het wijzigen van de drainageflux had nauwelijks invloed op de kritische- en streeflastfuncties (Fig. 6.10).

De S-depositie volgens de basisdata (i.e. met het EMEP-model) overschatte de gemeten DVc-depositie in proefvlak 16 (Fig. 6.9). Het verlagen van de S-depositie met bv. 40% verbeterde de overeenstemming tussen de gemeten en voorspelde S-concentratie in het bodemwater (Fig. 6.9) en verhoogde de streeflastfunctie voor verzuring betekenisvol (Fig. 6.10), maar de Al-concentratie werd nog steeds licht overschat (Fig. 6.9). Om de Bc-concentratie in het bodemwater beter te simuleren, testten we tenslotte het effect van een hogere minerale verwerking ($Bc_w + 75\%$). Dit verbeterde duidelijk de gesimuleerde Bc- en Al-concentraties, en zorgde er voor dat de gesimuleerde Al:Bc-verhouding (bv. 0.55 in 2000) de gemeten verhoudingen (0.2 tot 0.4, 1992-2004) benaderde (Fig. 6.9). Ook door een verhoogde Bc_w aan te nemen namen de lastfuncties sterk toe (i.e. werden deze minder streng) (Fig. 6.10).

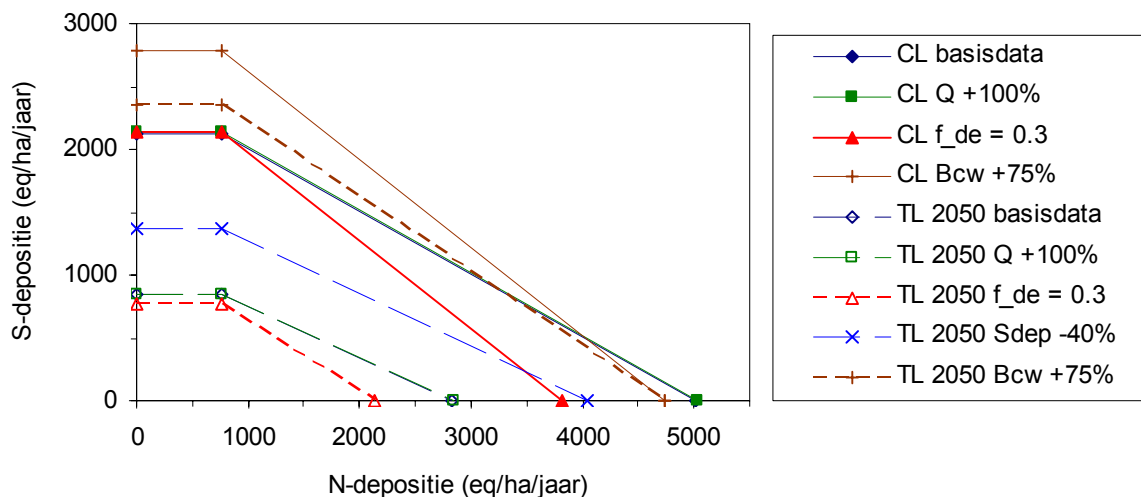


Fig. 6.10. Kritische lastfuncties (CL) en streeflastfuncties voor verzuring (TL met doeljaar 2050) voor proefvlak 16 bij opeenvolgende gewijzigde invoervariabelen (zie tekst).

De VSD-simulaties voor proefvlak 21 (Zoniën) (Fig. 6.11) leidden tot analoge bevindingen als voor proefvlak 16. Het verdubbelen van de bodemwaterflux Q was noodzakelijk voor beter gesimuleerde Na^+ - en Cl^- -concentraties, maar had geen effect had op de kritische- en streeflastfuncties (Fig. 6.12). Door de onderschatting van de Bc-concentratie en de overschatting van de Al-concentratie, lag de aanvankelijk gesimuleerde Al:Bc-verhouding (bv. 2.8 in 2000) veel hoger dan de gemeten verhouding (0.2 tot 0.6 1992-2004) (Fig. 6.11). De pH werd sterk onderschat. Een mogelijke reden voor deze onnauwkeurige simulaties lag bij de gebruikte EMEP N- en S-deposities, die hoger waren dan de beschikbare DVc-metingen. Door de S-depositie met 40% en de N-depositie met 25% te verlagen (voor de hele simulatieperiode), en door ook de minerale verwerking met 50% te verhogen, verbeterde de overeenstemming tussen de gemeten en gesimuleerde variabelen (Fig. 6.11). De gecalibreerde basenverzadiging voor het jaar 1880 steeg door de aanname van een lagere potentieel verzurende depositie en hogere minerale verwerking, maar de gesimuleerde pH bleef nog steeds onder de actueel gemeten pH-waarden (Fig. 6.11). Door de aangenomen minerale verwerkingssnelheid verder te verhogen, bv. tot 75% van de basisgegevens, steeg de gesimuleerde pH (tot > 4.5), maar de gesimuleerde Al-concentratie was in dat geval lager dan de beschikbare metingen. Het veranderen van de N-depositie had nauwelijks effect op de berekende streeflastfunctie

voor proefvlak 21, in tegenstelling tot het effect van een lagere S-depositie en hogere minerale verwerkingssnelheid (Fig. 6.12). Merk op dat met aangepaste invoervariabelen de streeflastfunctie samenvalt met de kritische lastfunctie (Fig. 6.12).

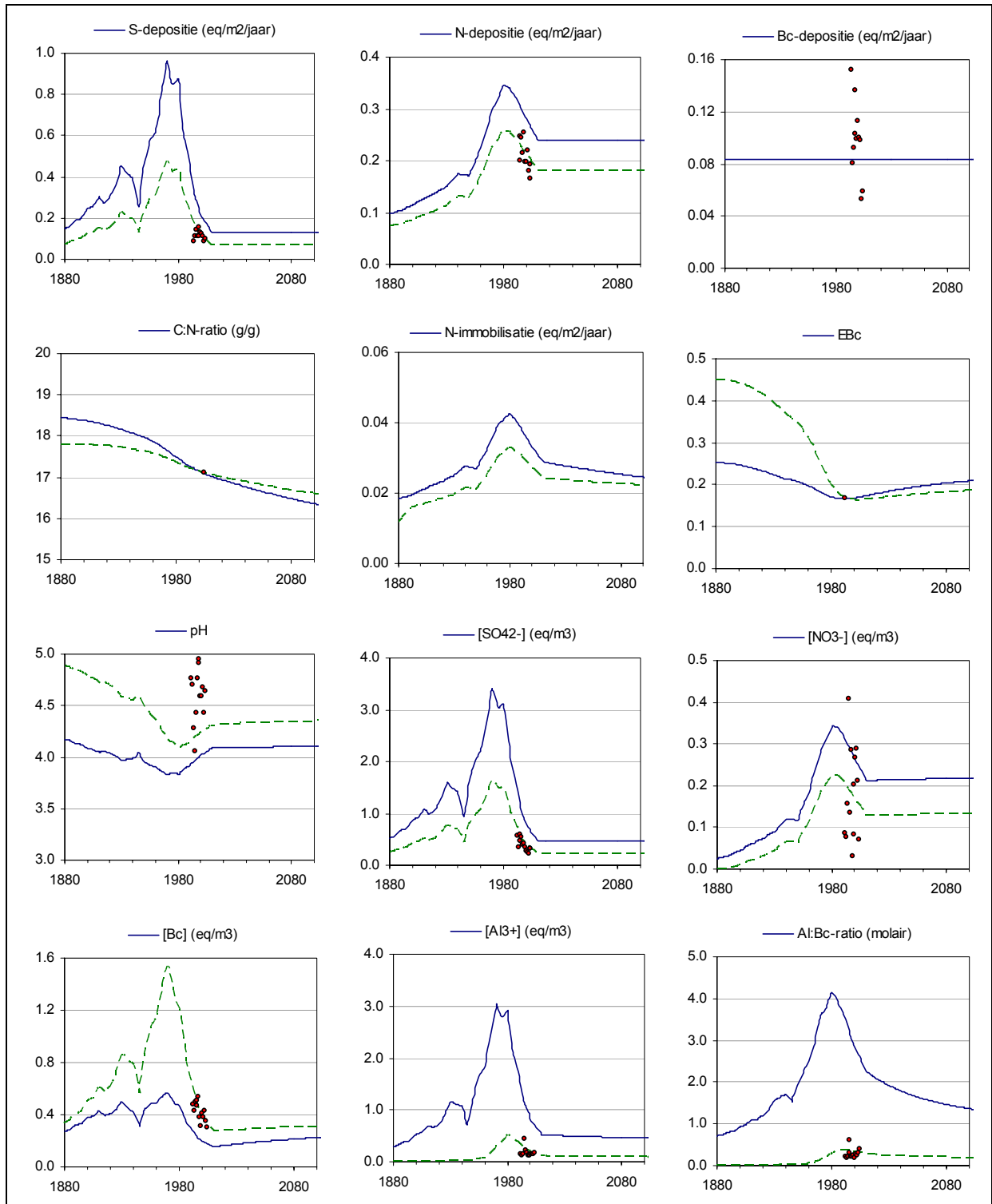


Fig. 6.11. Enkele gesimuleerde (lijnen) en gemeten (punten) variabelen bij dynamische modellering van bodemverzuring voor proefvlak 21 met een verhoogde drainageflux Q (+100%). De stippelijnen stemmen overeen met de simulatie na het verlagen van S_{dep} (-50%) en N_{dep} (-25%) en het verhogen van Bc_w (+50%) t.o.v. de basisgegevens.

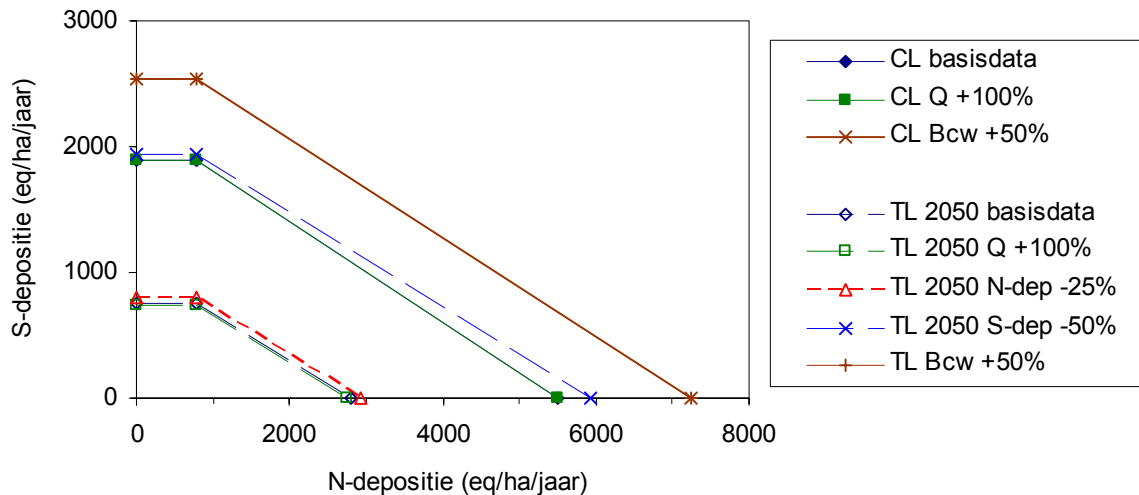


Fig. 6.12. Kritische lastfuncties (CL) en streeflastfuncties voor verzuring (TL met doeljaar 2050) voor proefvlak 21 bij opeenvolgende gewijzigde invoervariabelen (zie tekst).

6.1.3. Calciumbudget

Voor de vijf intensief bemonsterde proefvlakken zijn gegevens beschikbaar die toelaten de werkelijke fluxen van basische kationen te schatten tijdens het laatste decennium. We bespreken hier bij wijze van voorbeeld het element calcium, aangezien dit qua grootte-orde het voornaamste 'zuurneutraliserende' element is. We stelden een calciumbudget op voor de periode 1992-2004 vanuit het standpunt van de bodemwateroplossing (Fig. 6.13).

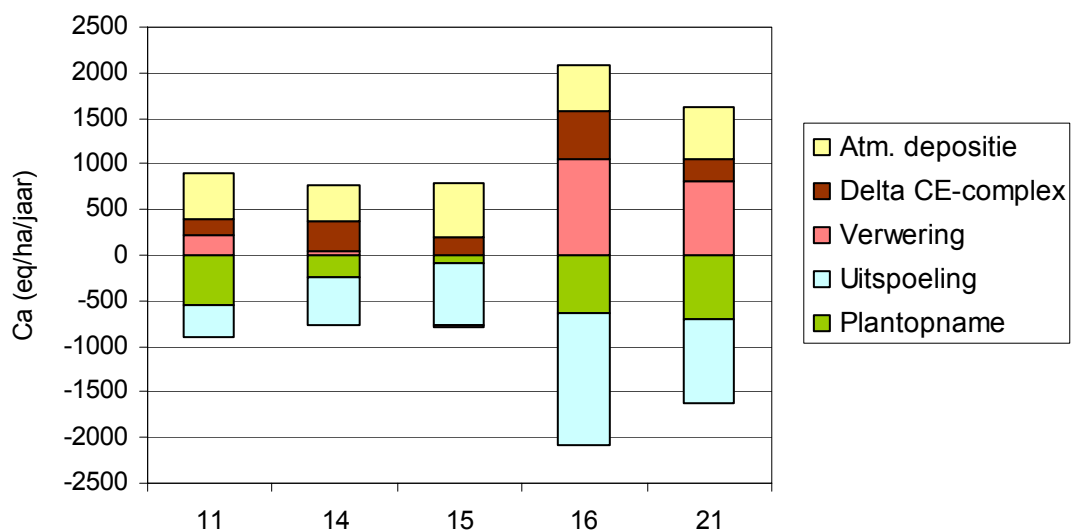


Fig. 6.13. Calciumbudget (1991-2004) voor vijf intensief bemonsterde Level II plots. De fluxen (atmosferische depositie, uitspoeling van bodemwater, opname door planten) en de veranderingen in bodemvoorraad (verandering in uitwisselbare calcium op het bodemuitwisselingscomplex en vrijstelling door minerale verwerking) zijn uitgedrukt in $\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$. De minerale verwerking werd geschat op basis van de overige termen.

De aanvoer van Ca^{2+} naar de bodemoplossing gebeurt door (i) atmosferische depositie, (ii) afgifte van calcium door het bodemuitwisselingscomplex en (iii) minerale verwerking (=

onbekende term). Er wordt Ca^{2+} onttrokken aan de bodemoplossing door (iv) uitspoeling onder de wortelzone en (v) opname door planten. De verandering van het bodemuitwisselingscomplex werd berekend op basis van de bodemmetingen in 1991 en 2004. De overige termen werden berekend met de best beschikbare gegevens per proefvlak, namelijk depositie uit de gecorrigeerde doorvalmetingen (cf. Fig. 5.16), de ionenuitspoeling als het product van de jaargemiddelde concentratie en de waterhoeveelheid via het chloorbudget (cf. Fig. 5.22) en de groeiopname als het product van de gemeten volume-aanwas via diameter- en hoogteinventarisaties (Tabel 5.15) en literatuurwaarden voor Ca^{2+} -gehaltes (Tabel 5.16).

De onbekende vrijstelling van Ca^{2+} door minerale verwerking werd berekend als het verschil van de overige termen, en is dus afhankelijk van de mogelijke fouten in deze termen. De meest onzekere factor lijkt de verandering van de uitwisselbare hoeveelheid Ca^{2+} op basis van de twee bodemchemische inventarisaties. Ook het gebruik van vaste Ca^{2+} -gehaltes in het hout per boomsoort (Tabel 5.16) om de plantopname te bepalen introduceert een mogelijke fout. Niettemin illustreert Fig. 6.13 dat de geschatte vrijstelling van Ca^{2+} door minerale verwerking hoger is voor de proefvlakken met een lemige bodem (16 en 21) dan voor de zandige bodems (11, 14 en 15).

Fig. 6.13 illustreert verder ook het relatieve belang van de aan- en afvoerfluxen van calcium voor de vijf beschikbare proefvlakken. Wat de afvoerfluxen betreft is de uitspoeling onder de wortelzone algemeen hoger dan de berekende plantopname. De netto-groeiopname van Ca^{2+} is vooral belangrijk in de loofhoutproefvlakken (11, 16 en 21), en is het kleinst in het grovedennenproefvlak (15) door de beperkte gemeten aangroei. Naar de aanvoer van Ca^{2+} toe heeft de atmosferische depositie een belangrijk aandeel, in het bijzonder op de drie zandige proefvlakken waar de calciumafgifte door het bodemuitwisselingscomplex en minerale verwerking erg beperkt is.

6.2. Kritische lasten

Na het vergelijken van de kritische lasten voor verzuring en voor nutriëntstikstof voor drie verschillende datasets (6.2.1), worden de herziene kritische lasten in detail besproken (6.2.2). Deze herziening ten opzichte van de studie van Langouche *et al.* (2001) drong zich op omdat voor de internationale rapportering vereist is dat voor gerapporteerde streeflasten en kritische lasten zoveel mogelijk gemeenschappelijke parameterwaarden worden gebruikt. Dit leidt ertoe dat de kritische lastwaarden worden herberekend consistent met de nieuwe inzichten en aannames van het huidige onderzoek.

6.2.1. Kritische lasten voor verschillende datasets

De kritische lasten voor verzuring ($\text{Al}:\text{Bc} = 1$) en nutriëntstikstof ($\text{N}_{\text{le,acc}} = 100$ eq of $1.4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) worden voorgesteld voor drie datasets. Enerzijds vergelijken we de kritische lasten berekend voor 1438 receptoren (zie 5.1.3) op basis van (i) de invoerwaarden gebruikt door Langouche *et al.* (2001), en (ii) de herziene invoerwaarden van de huidige studie (zie Tabel 5.23 voor een vergelijkend overzicht). Anderzijds bekijken we de kritische lasten bepaald voor (iii) de dataset van 83 streeflast-receptoren met de invoerwaarden van de huidige studie. De verdeling van de kritische lasten wordt onder meer voorgesteld door middel van boxplots, zoals geïllustreerd in Fig. 6.14. We bespreken de kritische lasten voor verzuring ($\text{CL}_{\text{max}}(\text{S})$ en $\text{CL}_{\text{max}}(\text{N})$, cf. Fig. 3.1) en de kritische lasten voor eutrofiëring met het oog op biodiversiteit ($\text{CL}_{\text{nut}}(\text{N})$).

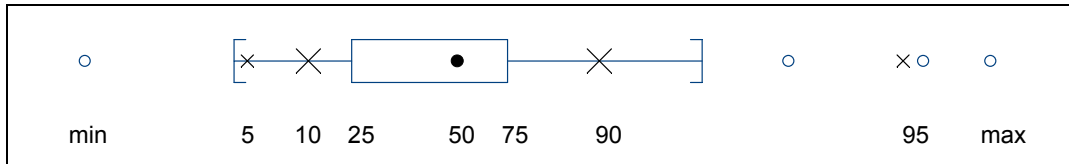


Fig. 6.14. Voorbeeld van een boxplot met de 0, 5, 10, 25, 50, 75, 90, 95 en 100% waarden van een verdeling. De gesloten rechthoek toont het interkwartielbereik (25-75%). Het []-gebied omvat alle waarden die dichterbij de mediaan liggen dan anderhalf keer dit interkwartielbereik. Waarden buiten het []-gebied worden individueel getoond.

Uit de vergelijking van de kritische lasten voor de 1438 receptoren bleek dat de maximale kritische S-lasten voor verzuring ($CL_{\max}(S)$) lager en dus strenger waren met de herziene, huidige invoervariabelen (Fig. 6.15b) dan volgens Langouche *et al.* (2001) (Fig. 6.15a). Met de nieuwe invoergegevens daalde de mediane $CL_{\max}(S)$ van 2373 naar 1764 $\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$ (-26%). Dit verschil wordt vooral veroorzaakt door het gebruik van lagere deposities voor K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} in de huidige studie; de herziene mediane Bc_{dep} is 18% lager. Een tweede reden voor de lagere herberekende kritische last voor S is dat nu wel rekening werd gehouden met de uitspoeling van organische zuren. Een derde oorzaak is de niet-consequente correctie voor zeezoutdepositie in Langouche *et al.* (2001) (cf. voetnoot op blz. 59). De gevoeligheid van kritische lasten voor veranderingen in de invoergegevens wordt uitgebreid besproken in deel 6.4.

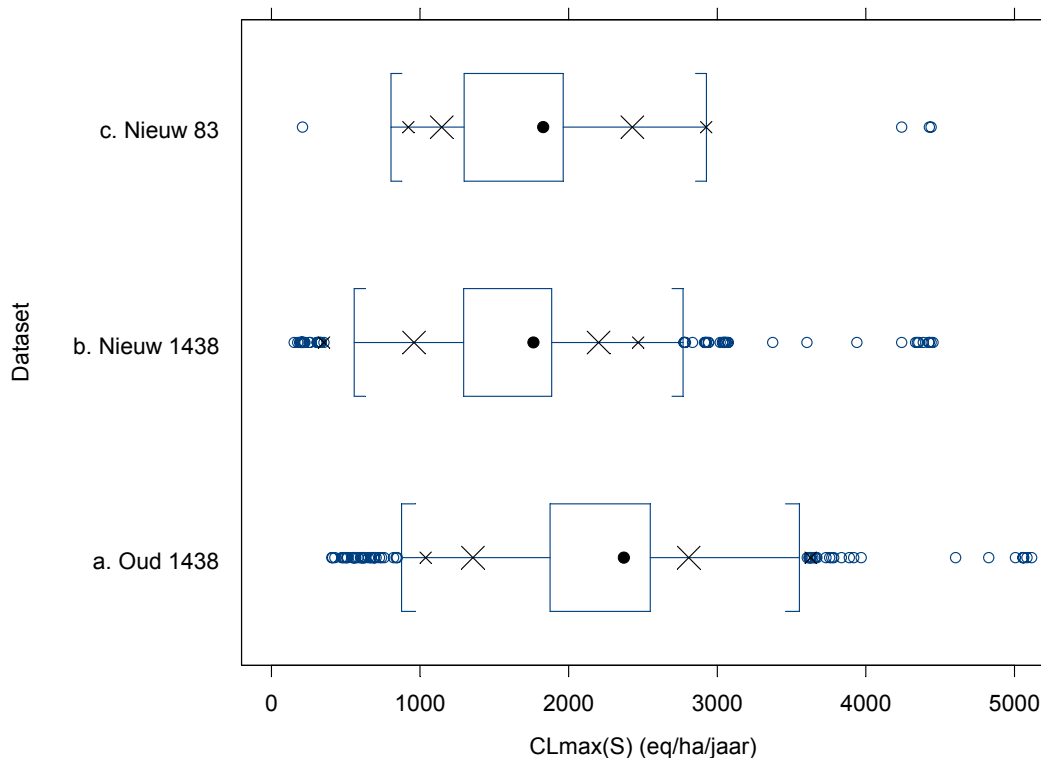


Fig. 6.15. Boxplots voor $CL_{\max}(S)$ ($\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) voor drie datasets: (a) voor 1438 punten met de parameterwaarden volgens Langouche *et al.* (2001), (b) voor 1438 punten met de huidige parameterwaarden, en (c) voor 83 streeflast-punten met de huidige parameterwaarden (legende boxplot zie Fig. 6.14). De hoogste $CL_{\max}(S)$ -waarden vallen buiten het weergegeven bereik.

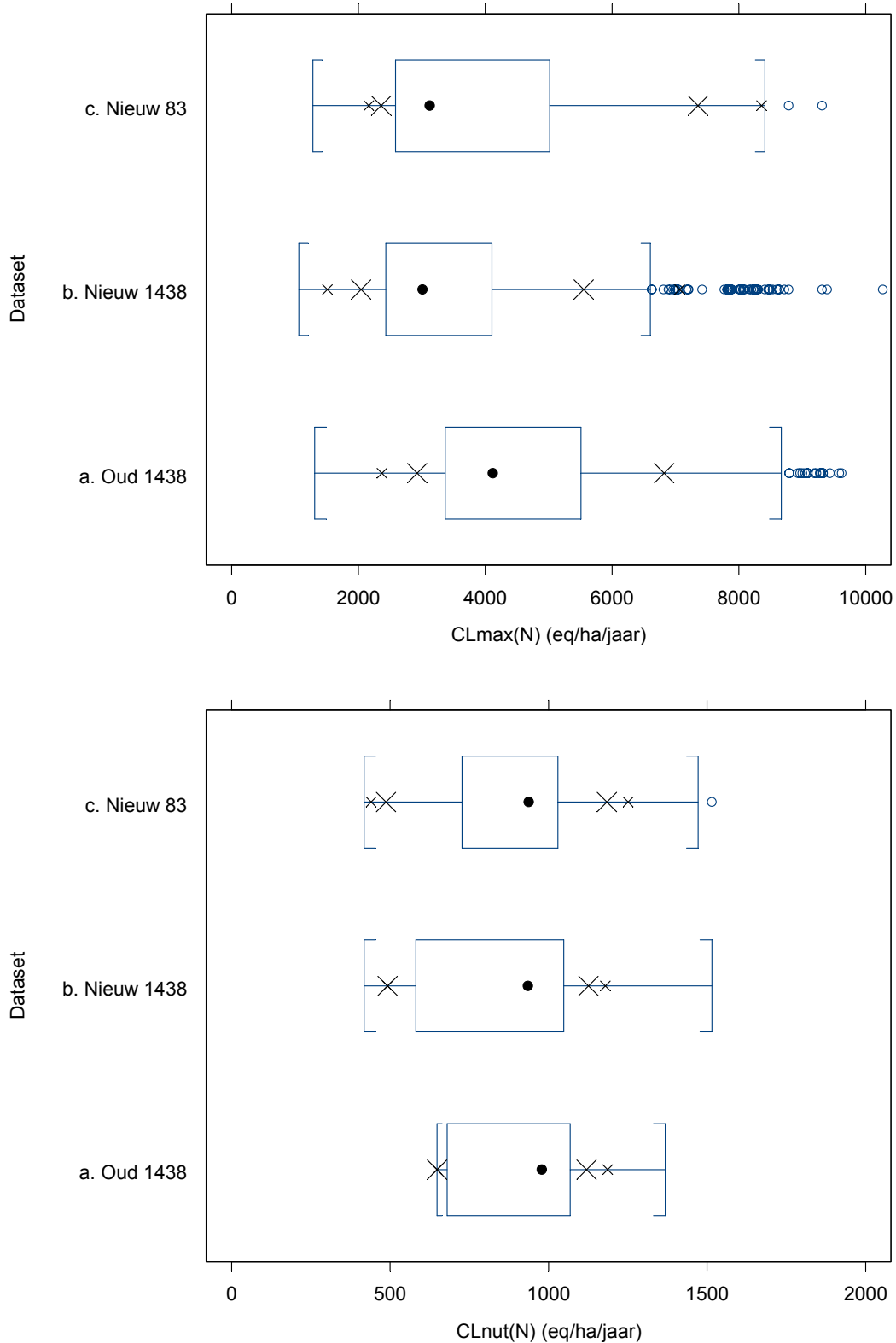


Fig. 6.16. Boxplots voor $CL_{max}(N)$ (boven) en $CL_{nut}(N)$ (onder) (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor drie datasets: (a) voor 1438 punten met de parameterwaarden volgens Langouche *et al.* (2001), (b) voor 1438 punten met de huidige parameterwaarden, en (c) voor 83 streeflastpunten met de huidige parameterwaarden (egende boxplot zie Fig. 6.14). De hoogste $CL_{max}(N)$ -waarden vallen buiten het weergegeven bereik.

Wat de kritische lasten voor S betreft bepaald met de actuele invoerparameters, bleken de 83 streeflastreceptoren (Fig. 6.15c) vrij representatief voor de 1438 kritische lastpunten (Fig. 6.15b). De $CL_{\max}(S)$ -waarden voor de 83 streeflastpunten omvatten een gelijkaardig bereik als de volledige dataset, en de mediane waarde lag maar 6% hoger. Door het grote verschil in het aantal punten verschoven de 5^{de} en 95^{ste} percentielwaarden wel meer dan de mediaan. Ook de kritische last voor verzurende N ($CL_{\max}(N)$) werd vergeleken voor dezelfde drie datasets (Fig. 6.16, boven). De $CL_{\max}(N)$ is afhankelijk van $CL_{\max}(S)$, en de verschillen tussen de datasets voor $CL_{\max}(S)$ worden dan ook teruggevonden voor $CL_{\max}(N)$.

Tenslotte vergeleken we de kritische last voor nutriëntstikstof ($CL_{\text{nut}}(N)$, berekend met een maximale N-uitspoeling van $100 \text{ eq N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) tussen de drie datasets (Fig. 6.16, onder). In vergelijking met de waarden van Langouche *et al.* (2001) (Fig. 6.16a) werd er met de nieuwe parameterwaarden een grotere variatie in $CL_{\text{nut}}(N)$ berekend (Fig. 6.16b), hoewel de mediaan quasi gelijk bleef. Het grotere bereik met de nieuwe parameterwaarden wordt veroorzaakt door een andere keuze voor de aanvaardbare N-immobilisatie in de bodem, $N_{i,\text{acc}}$ (cf. Tabel 5.23).

6.2.2. Herziene kritische lasten

6.2.2.1. Kritische lasten voor verzuring

De kritische lastfunctie voor verzuring geeft de maximale deposities van S en N waarbij het bodemchemische criterium voor verzuring gerespecteerd wordt onder veronderstelde steady-state omstandigheden. Fig. 6.17 illustreert deze functie voor 1438 receptoren op basis van de huidige invoergegevens. De snijpunten met de X- en Y-as zijn respectievelijk gelijk aan de kritische last voor verzurende N, $CL_{\max}(N)$, en de maximale kritische last voor S, $CL_{\max}(S)$ (cf. Fig. 3.1). Het niet in rekening brengen van denitrificatie ($f_{\text{de}} = 0$) zorgt voor een sterke daling van de hoogste $CL_{\max}(N)$ -waarden (Fig. 6.17). Voor 1432 niet-kalkrijke bosbodems in Vlaanderen bedroeg de mediane kritische last voor S ($CL_{\max}(S)$, met als criterium Al:Bc = 1) $1754 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. De mediane kritische last voor verzurende N ($CL_{\max}(N)$) was gelijk aan $3010 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ met inbegrip van denitrificatie, en $2227 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ zonder denitrificatie.

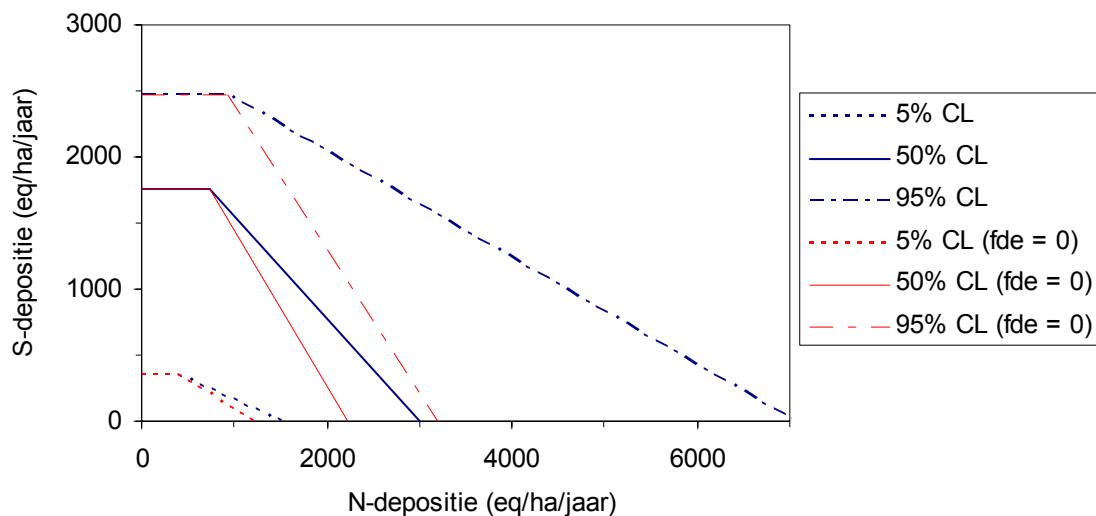


Fig. 6.17. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden ($n = 1438$) van de kritische lastfunctie (CL) voor verzuring met en zonder ($f_{\text{de}} = 0$) rekening te houden met denitrificatie. De snijpunten met de X- en Y-as zijn respectievelijk gelijk aan $CL_{\max}(N)$ en $CL_{\max}(S)$.

Fig. 6.18 toont het aantal receptorpunten binnen een bepaalde kritische lastklasse zoals bepaald met de huidige parameterwaarden. $CL_{\max}(S)$ lag voor 54% van de 1432 niet-kalkrijke bosbodems tussen 1500 en 2000 eq ha⁻¹ jaar⁻¹, en was maar voor 12% van de punten hoger dan 2000 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Fig. 6.18).

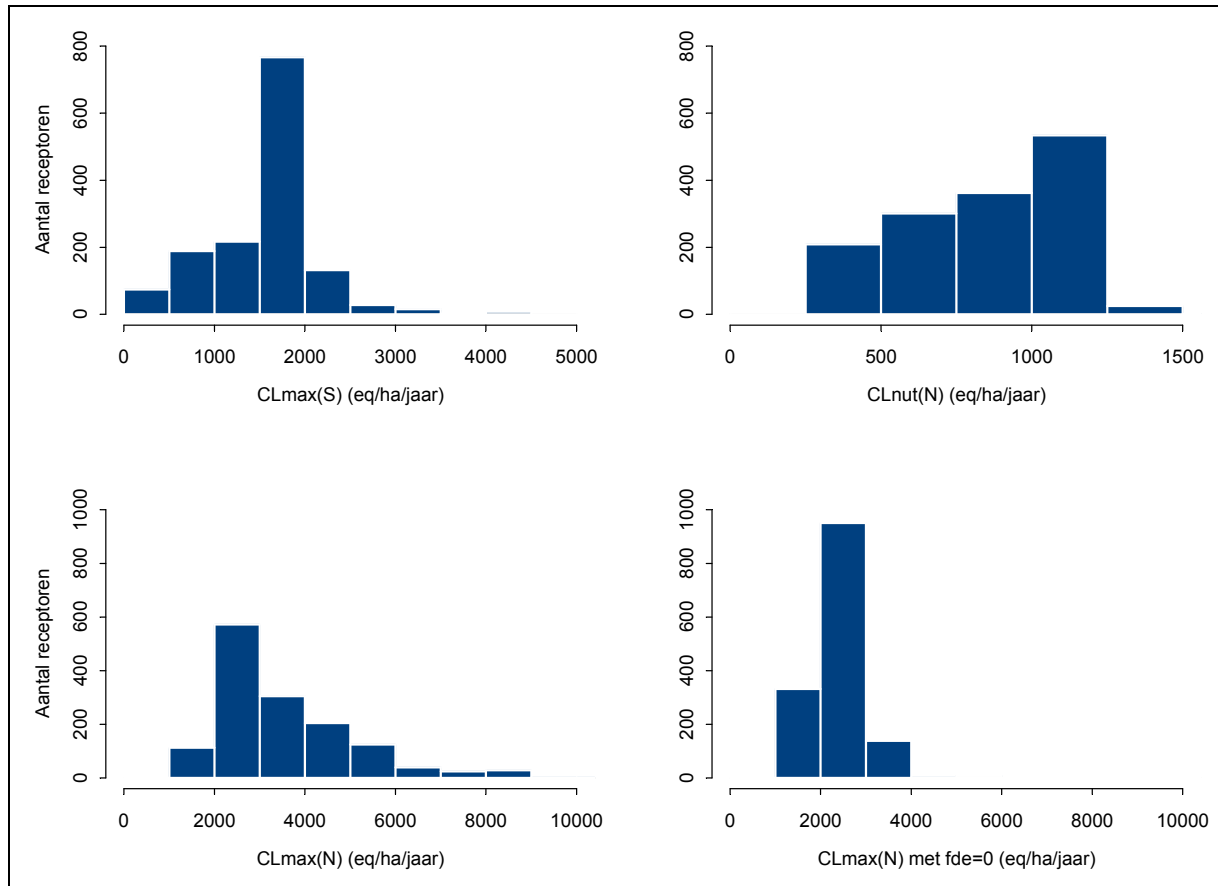


Fig. 6.18. Histogrammen van kritische lasten (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor zwavel, nutriënt-N en verzurende N met en zonder denitrificatie voor niet-kalkrijke receptorpunten (n = 1432).

De kritische lasten kunnen opgesplitst worden naar bostype en bodemtextuurgroep. Naast de kritische last voor S (Tabel 6.1) bespreken we verder op analoge wijze de kritische last voor verzurende N, al dan niet rekening houdend met denitrificatie (Tabel 6.2 en Tabel 6.3). Voor de interpretatie van deze drie tabellen is het belangrijk op te merken dat het aantal receptoren sterk verschilt naargelang de bos/bodem-combinatie. Zo bevat de kritische lasten-dataset maar twee receptoren voor naalddhout op kleibodems (cf. Tabel 5.5).

Uit Tabel 6.1 blijkt dat $CL_{\max}(S)$ lager ligt voor loofhout dan voor naalddhout. Dit is te wijten aan de hogere netto-groeiopname van basische kationen (Bc_u) door het loofhout. De term Bc_u heeft een belangrijke invloed op de kritische last voor verzuring, niet alleen direct (zie vergelijking 3.16) maar ook indirect, aangezien Bc_u samen met Bc_{dep} en Bc_w de kritische uitspoeling van aluminium bepaalt waarbij de kritische Al:Bc-verhouding gerespecteerd wordt (vergelijking 3.38). De kritische last voor verzurende S neemt toe voor bodems met een fijnere textuur omwille van de grotere vrijstelling van kationen door minerale vertering (BC_w). Ook voor veengronden zorgt de hoge waarde van BC_w voor hoge $CL_{\max}(S)$ -waarden.

Tabel 6.1. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten voor S ($CL_{\max}(S)$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor 1432 niet-kalkrijke receptoren.

	Loofhout			Naaldhout		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%
Zandig (Z + S)	204	981	1738	1313	1838	1962
Lemig (P + L + A)	765	1886	2769	1892	2454	3046
Kleilig (E + U)	1277	1532	3067	1914	2350	2786
Veen	3758	4387	4448			
Totaal	206	1316	2759	1316	1839	2182

De kritische last voor verzurende N wordt gegeven door $CL_{\max}(N)$. Het in rekening brengen van een depositieafhankelijke denitrificatie levert hoge $CL_{\max}(N)$ -waarden op voor bodems met een hoge denitrificatiefactor (f_{de}), nl. voor de lemige, kleiige en venige bodems (Tabel 6.2). Omdat vooral loofhout op dergelijke bodemtypes voorkomt, ligt de mediane $CL_{\max}(N)$ voor loofhout met denitrificatie hoger dan voor naaldhout (Tabel 6.2), in tegenstelling tot de mediane $CL_{\max}(S)$ (Tabel 6.1).

Tabel 6.2. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten voor verzurende N (met denitrificatie) ($CL_{\max}(N)$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor 1432 niet-kalkrijke receptoren.

	Loofhout			Naaldhout		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%
Zandig (Z + S)	1248	2585	4087	2172	2975	4280
Lemig (P + L + A)	2267	5289	7847	3088	4168	7194
Kleilig (E + U)	5104	5990	11073	7088	8597	10105
Veen	19671	22859	23028			
Totaal	1260	3176	8185	2177	3000	4360

Het niet in rekening van denitrificatie ($f_{de} = 0$) resulteert in lagere, conservatieve schattingen van de kritische lasten voor verzurende N (Tabel 6.3). De $CL_{\max}(N)$ lag voor 40% van de niet-kalkrijke punten tussen 2000 en 3000 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Fig. 6.18, Tabel 6.4). Met verwaarlozing van denitrificatie ($f_{de} = 0$) was dit het geval voor 66% van de receptoren.

Tabel 6.3. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten voor verzurende N (zonder denitrificatie) ($CL_{\max}(N)$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor 1432 niet-kalkrijke receptoren.

	Loofhout			Naaldhout		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%
Zandig (Z + S)	1052	1906	2361	1892	2230	2449
Lemig (P + L + A)	1613	2712	3672	2508	2835	3432
Kleilig (E + U)	2125	2417	3915	2621	3113	3604
Veen	4603	5274	5335			
Totaal	1054	2163	3616	1894	2231	2747

De ruimtelijke verdeling van $CL_{\max}(S)$ wordt gegeven in Fig. 6.19. Hoe lager of strenger de kritische last, hoe gevoeliger de receptor is voor verzuring volgens de statische massabalans in het VSD-model. Fig. 6.20 toont de ruimtelijke spreiding van $CL_{\max}(N)$ met inbegrip van de denitrificatieterm.

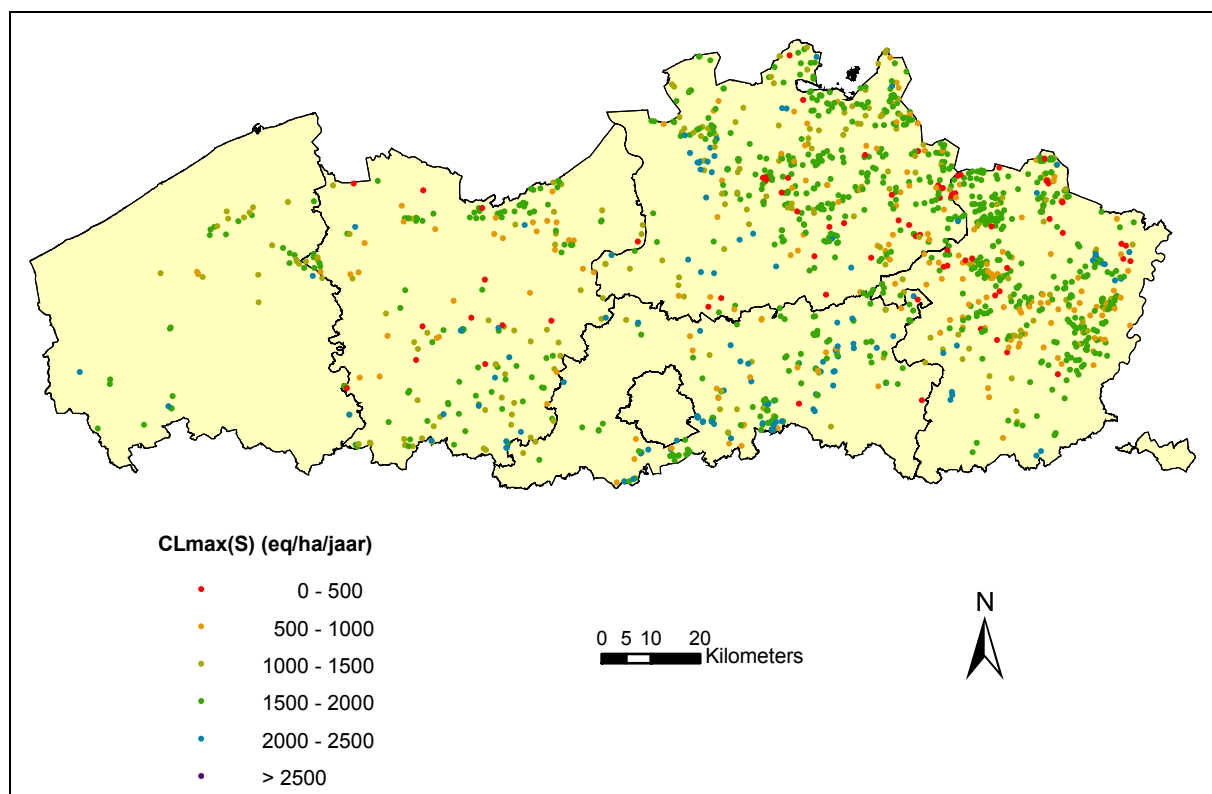


Fig. 6.19. Kritische lasten voor zwavel ($CL_{\max}(S)$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹).

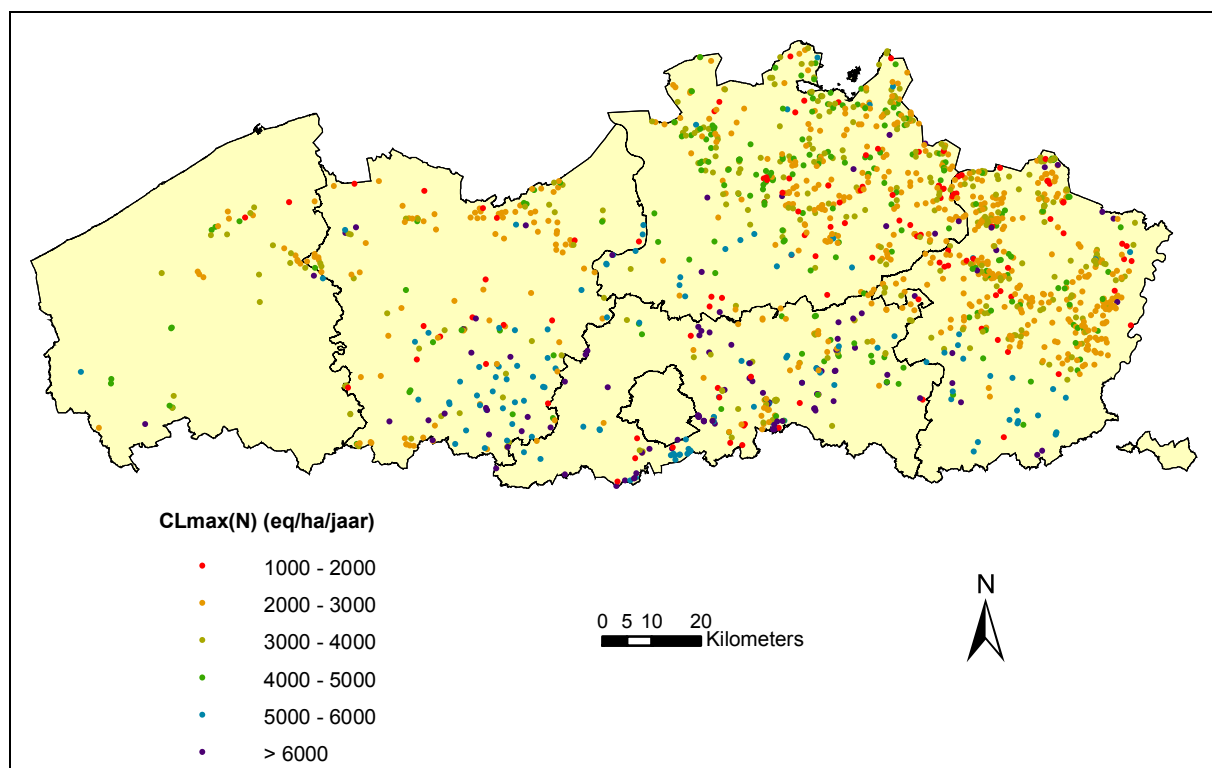


Fig. 6.20. Kritische lasten voor verzurende stikstof ($CL_{\max}(N)$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹) (met denitrificatie).

Tabel 6.4. Aantal niet-kalkrijke receptoren per klasse voor de kritische last voor verzurende N ($CL_{\max}(N)$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹), al dan niet rekening houdend met denitrificatie.

$CL_{\max}(N)$ (eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Receptorpunten			
	Met denitrificatie		Zonder denitrificatie	
	Aantal	%	Aantal	%
0 - 1000	0	0	0	0
1000 - 2000	113	8	332	23
2000 - 3000	572	40	951	66
3000 - 4000	305	21	139	10
4000 - 5000	205	14	2	0
5000 - 6000	125	9	8	1
> 6000	112	8	0	0
Totaal	1432	100	1432	100

6.2.2.2. Kritische lasten voor nutriëntstikstof (biodiversiteit)

De mediane kritische last voor nutriëntstikstof met het oog op biodiversiteit ($CL_{\text{nut}}(N)$, met als criterium $NO_{3\text{le,acc}} = 100$ eq ha⁻¹ jaar⁻¹) was gelijk aan 935 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voor niet-kalkrijke bosbodems in Vlaanderen. Zonder denitrificatie in rekening te brengen was dat 842 eq N ha⁻¹ jaar⁻¹. Op analoge wijze als voor verzuring kan de kritische last voor nutriëntstikstof bekeken worden in functie van bos- en bodemtype (Tabel 6.5). De aanzienlijke hogere $CL_{\text{nut}}(N)$ voor loofhout- dan voor naaldhoutreceptoren is te wijten aan de hogere netto-groeiopname van N door loofbomen (N_u) (cf. Tabel 5.16).

Tabel 6.5. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten voor eutrofiëring (met denitrificatie) ($CL_{\text{nut}}(N)$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor 1432 niet-kalkrijke receptoren.

	Loofhout			Naaldhout		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%
Zandig (Z + S)	754	1048	1126	492	524	1024
Lemig (P + L + A)	864	1048	1176	492	606	1035
Kleiig (E + U)	1054	1181	1259	1040	1096	1151
Veen	1244	1426	1426			
Totaal	754	1048	1181	492	581	1024

De lichte toename in $CL_{\text{nut}}(N)$ voor receptoren met een zwaardere bodemtextuur is te wijten aan de toename in de denitrificatiefactor. In vergelijking met Langouche *et al.* (2001) daalde $CL_{\text{nut}}(N)$, en vooral voor naaldhout, omdat in de huidige studie een waarde van 200 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ werd gebruikt voor $N_{i,\text{acc}}$ (en een plotafhankelijke waarde voor de Level I en II proefvlakken) i.p.v. 357 en 143 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voor respectievelijk naald- en loofhout. Voor 63% van de punten lag $CL_{\text{nut}}(N)$ tussen 750 en 1250 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Fig. 6.18).

6.3. Streeflasten voor verzuring

De dynamische modellering van verzuring resulteert niet voor alle receptoren in zinvolle streeflasten, zoals besproken wordt in het onderdeel 'status voor dynamische modellering'. Daarna behandelen we de streeflasten in functie van het doeljaar en in functie van het bos- en bodemtype.

6.3.1. Status voor dynamische modellering

De streeflasten werden bepaald voor 83 niet-kalkrijke bosreceptoren op basis van de invoergegevens vermeld in Tabel 5.20 tot Tabel 5.22. Bij de berekening zijn vier situaties mogelijk, en voor slechts één hiervan kan een echte streeflastfunctie bepaald worden (Tabel 6.6):

Tabel 6.6. Overzicht van de dynamische modellering van streeflasten voor verzuring voor 83 bosreceptoren en drie doeljaren. TL = streeflast, CL = kritische last.

Status van bosreceptor	Doeljaar		
	2030	2050	2100
1. <i>OK in 2010</i> : geen schending van chemisch criterium en geen overschrijding van kritische last in 2010 → $TL = CL$	4	4	4
2. <i>OK in doeljaar</i> : ook zonder extra depositiereductie geen schending van criterium en geen overschrijding in doeljaar → $TL = CL$	5	6	9
3. <i>Streeflastfunctie bestaat</i>	60	70	69
4. Criterium <i>niet haalbaar</i> voor doeljaar → $TL = 0$	14	3	1
Totaal	83	83	83

1. *OK in 2010*: de eerste mogelijkheid is dat de verwachte N- en S-deposities volgens de EMEP-tijdreeksen (rekening houdend met het Göteborg-protocol) in het jaar 2010 lager liggen dan de kritische lastfunctie, en dat ook het bodemchemisch criterium voor verzuring in 2010 wordt gerespecteerd. Dit was het geval voor vier van de 83 receptoren (Tabel 6.6, status 1).
2. *OK in doeljaar*: voor een aantal proefvlakken waar de verwachte N- en S-deposities in 2010 wel hoger liggen dan de berekende kritische lastfunctie, volstaat de depositiereductie volgens de EMEP-reeksen gebaseerd op het Göteborg-protocol om het gekozen criterium te bereiken in het doeljaar. Bij een vaste Göteborg-EMEP-depositie na 2010 zou het Al-Bc-criterium volgens het VSD-model tussen 2010 en 2030 gerespecteerd worden in vijf bijkomende proefvlakken (Tabel 6.6, status 2). Onder de verwachte Göteborg-depositie wordt het gekozen criterium dus ten laatste bereikt (status 1 en 2) voor 11% van de proefvlakken in 2030 (= 4 + 5 op 83), voor 12% van de proefvlakken in 2050 en voor 16% in 2100. Voor deze punten is het niet zinvol om streeflastfuncties te berekenen.
3. *Streeflastfunctie bestaat*: voor de meerderheid van de receptoren volstaat de verwachte Göteborg-depositie niet om voor het doeljaar te voldoen aan het gekozen criterium voor verzuring, en kan wel een streeflast berekend worden. Door het depositieniveau tussen 2010 en 2020 lineair te verlagen tot het berekende streeflastniveau (en constant te houden vanaf 2020, cf. Fig. 2.2) wordt het chemisch criterium volgens het VSD-model in bv. 2030 gerespecteerd voor 60 van de 74 overblijvende receptoren (Tabel 6.6, status 3).
4. *Niet haalbaar*: voor de resterende receptoren volstaat zelfs het volledig tot nul herleiden van de N- en S-depositie niet om het chemisch criterium te bereiken in een gekozen doeljaar. Voor deze punten kan dan ook geen streeflastfunctie berekend worden (Tabel 6.6, status 4). Voor 2030 gaat het om 17% van de receptoren; voor de verder afgelegen doeljaren 2050 en 2100 is het criterium voor nagenoeg alle receptoren haalbaar.

Het criterium verzuring kan volgens het model ten laatste vanaf het jaar 2030, 2050 en 2100 gerespecteerd worden voor respectievelijk 83, 96 en 99% van de 83 niet-kalkrijke punten, mits de deposities gereduceerd wordt tot het streeflastniveau voor de punten met status 3.

Aangezien streeflasten niet voor alle proefvlakken nodig of haalbaar zijn, wordt de volgende werkwijze gevolgd in de Europese overzichtsrapporten van het CCE (bv. Posch *et al.*, 2005):

- Aan receptoren die “veilig” zijn in 2010 (status 1) of in het gekozen doeljaar (status 2) wordt de kritische last toegekend (Tabel 6.6). Dit garandeert dat het criterium voor verzuring ook na het doeljaar wordt gerespecteerd.
- De berekende streeflast voor verzurende stikstof ($TL_{\max}(N)$) is soms hoger dan de overeenkomstige kritische last ($CL_{\max}(N)$) omwille van de tijdsafhankelijke modellering van N-immobilisatie in de bodem. Aangezien een streeflast per definitie lager is dan de kritische last, wordt $TL_{\max}(N)$ ook dan gelijkgesteld aan $CL_{\max}(N)$.
- Indien de streeflast niet haalbaar is (status 4), i.e. negatief zou moeten zijn om het criterium te behalen, wordt de streeflast gelijkgesteld aan nul (Tabel 6.6)

6.3.2. Streeflasten i.f.v. het doeljaar

Fig. 6.21 toont per proefvlak ($n = 83$) de streeflasten voor S voor drie doeljaren in functie van de (lange-termijn) kritische last voor S. Proefvlakken waarvoor geen streeflasten nodig zijn (status 1 en 2, cf. Tabel 6.6) hebben ook relatief hoge kritische lasten, en bevinden zich op de 1:1 diagonaal (aangezien $TL = CL$). Voor bepaalde proefvlakken met lage kritische lasten is geen streeflast haalbaar (status 4), en door hier $TL = 0$ aan toe te kennen bevinden deze zich op de X-as. Fig. 6.21 illustreert dat de streeflast voor S kleiner wordt naarmate het doeljaar dichterbij ligt. Een lagere verzurende depositie laat immers toe om eerder te voldoen aan het gekozen Al:Be criterium voor verzuring. Voor bv. proefvlak 508 (aangeduid met een pijl in Fig. 6.21) was $CL_{\max}(S)$ gelijk aan $2594 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Onder deze depositie zou het criterium voor verzuring in dit proefvlak gerespecteerd worden vanaf 2092; zodat de streeflast voor doeljaar 2100 gelijk is aan de kritische last. Met 2050 als doeljaar bedraagt de streeflast echter $1365 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Om al in 2030 te voldoen aan het verzuringscriterium mag de aanvaardbare depositie nog maar $882 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ bedragen.

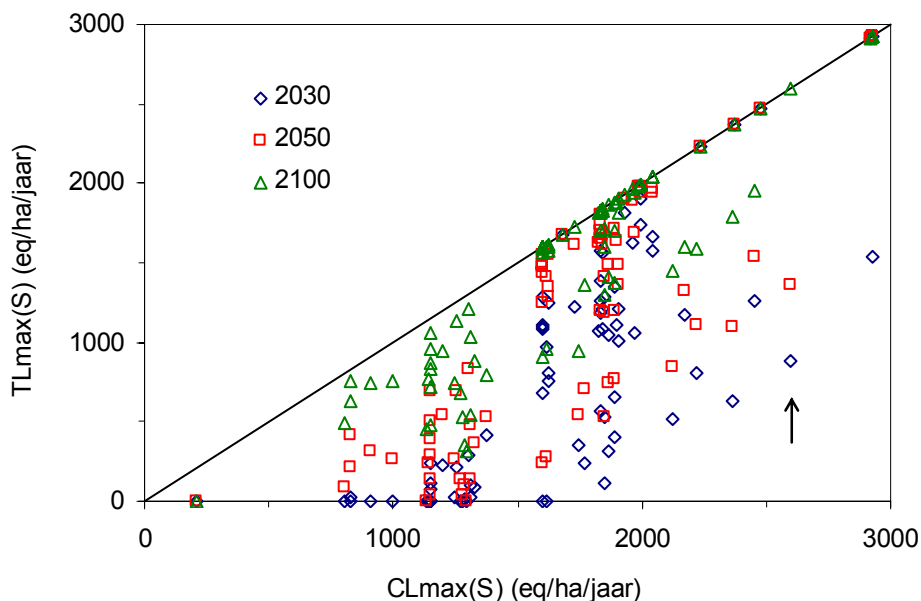


Fig. 6.21. Verband tussen de kritische last voor S en de overeenkomstige streeflasten voor de doeljaren 2030, 2050 en 2100 ($n = 83$). De diagonale lijn stelt de 1:1 verhouding voor. De pijl geeft de kritische last voor proefvlak 508 aan (zie tekst).

Fig. 6.22 toont op analoge wijze als Fig. 6.21 de relatie tussen de streeflasten en de kritische lasten voor verzurende N voor de 83 proefvlakken.

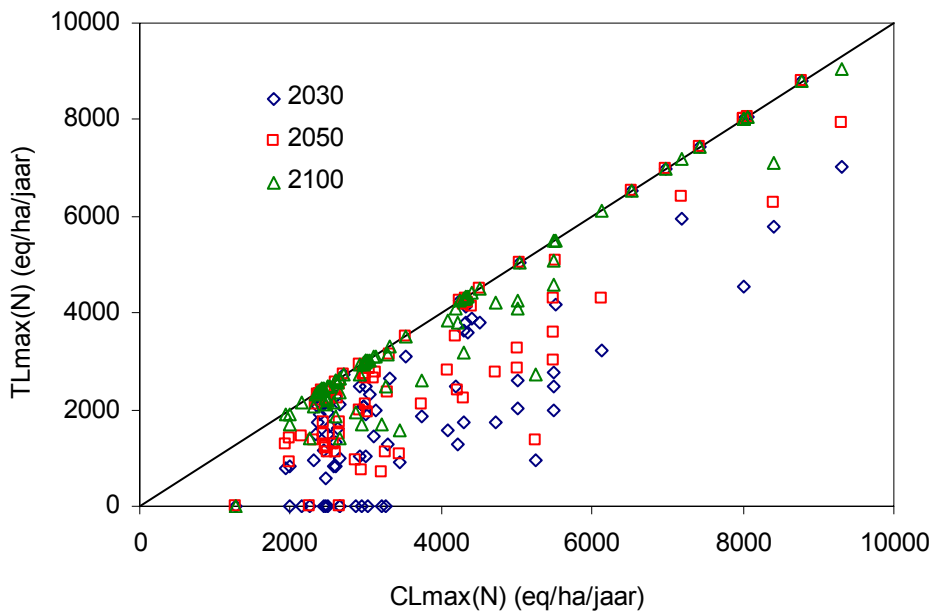


Fig. 6.22. Verband tussen de kritische last voor verzurende N en de overeenkomstige streeflasten voor de doeljaren 2030, 2050 en 2100 (n = 83). De diagonale lijn stelt de 1:1 verhouding voor.

Fig. 6.23 illustreert de verdeling van de kritische lastfuncties en streeflastfuncties (doeljaren 2030 en 2050) voor de 83 onderzochte proefvlakken aan de hand van de mediaan en de 5^{de} en 95^{ste} percentielwaarde. De streeflastfuncties geven de mogelijke combinaties van maximale N- en S-deposities waarbij het gekozen chemische criterium gerespecteerd wordt vanaf een gekozen doeljaar.

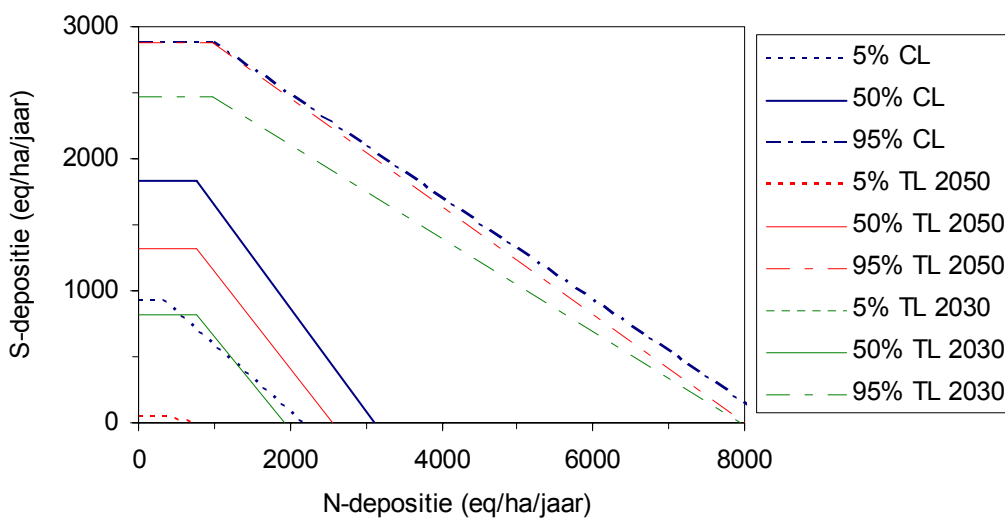


Fig. 6.23. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden (n = 83) van kritische lastfuncties (CL) en streeflastfuncties (TL) voor verzuring voor de doeljaren 2030 en 2050. De snijpunten met de X-as zijn gelijk aan $CL_{max}(N)$ of $TL_{max}(N)$, de snijpunten met de Y-as aan $CL_{max}(S)$ of $TL_{max}(S)$.

De mediane streeflast voor S voor het doeljaar 2030 was 811 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ voor de 83 onderzochte plots, terwijl de mediane kritische last voor S voor deze plots gelijk was aan 1829 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Fig. 6.23, Tabel 6.7, Fig. 6.24). De mediane TL_{max}(S) voor 2030 bedroeg dus 58% van de mediane CL_{max}(S). Voor het doeljaar 2050 bedroeg de mediane TL_{max}(S) 65% van CL_{max}(S), voor 2100 was dit 86%. Merk op dat de 5^{de} en 95^{ste} percentielen van de streeflastfuncties sterk bepaald worden door proefvlakken waarvoor geen streeflasten nodig zijn (TL = CL) of haalbaar zijn (TL = 0) (cf. Tabel 6.6).

Tabel 6.7. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de kritische lasten (CL_{max}) en streeflasten (TL_{max}) voor S en N (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor 83 niet-kalkrijke bosbodems. Ter info zijn ook de kritische lastwaarden voor de 1432 niet-kalkrijke receptoren gegeven.

Variabele	n	S (eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)			N (eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)		
		5%	50%	95%	5%	50%	95%
Streeflast 2030	83	0	811	2464	0	1938	7947
Streeflast 2050	83	41	1324	2873	747	2564	8011
Streeflast 2100	83	478	1598	2885	1691	2958	8064
Kritische last	83	919	1829	2885	2162	3115	8374
<i>Kritische last</i>	<i>1432</i>	<i>355</i>	<i>1754</i>	<i>2454</i>	<i>1506</i>	<i>3010</i>	<i>7002</i>

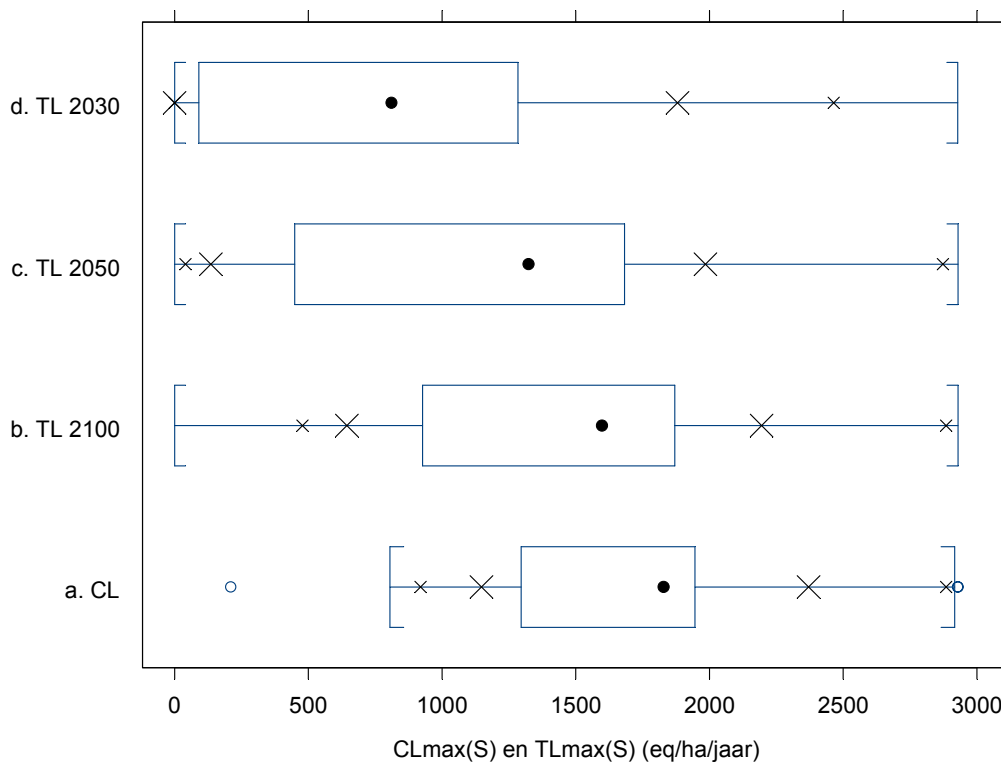


Fig. 6.24. Boxplots voor CL_{max}(S) en TL_{max}(S) (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor drie doeljaren (n = 83) (legende boxplot zie Fig. 6.14).

Voor N bedroeg de mediane TL_{max}(N) voor de jaren 2030, 2050 en 2100 respectievelijk 65, 67 en 86% van de mediane CL_{max}(N) (Fig. 6.23, Tabel 6.7, Fig. 6.25). Het verschil tussen streeflasten en kritische lasten is dus groter voor S dan voor verzurende N. Dit is te wijten aan de tijdsafhankelijke N-immobilisatie die gesimuleerd wordt in het model, waardoor een deel van de aangevoerde N in het ecosysteem wordt vastgelegd zonder dat dit leidt tot een

overschrijding van de kritische limiet. Bij het bepalen van de aanvaardbare N-depositie dient naast het effect van verzuring door N echter ook met het effect van eutrofiëring rekening gehouden te worden (zie $CL_{nut}(N)$ in 6.2.2.2).

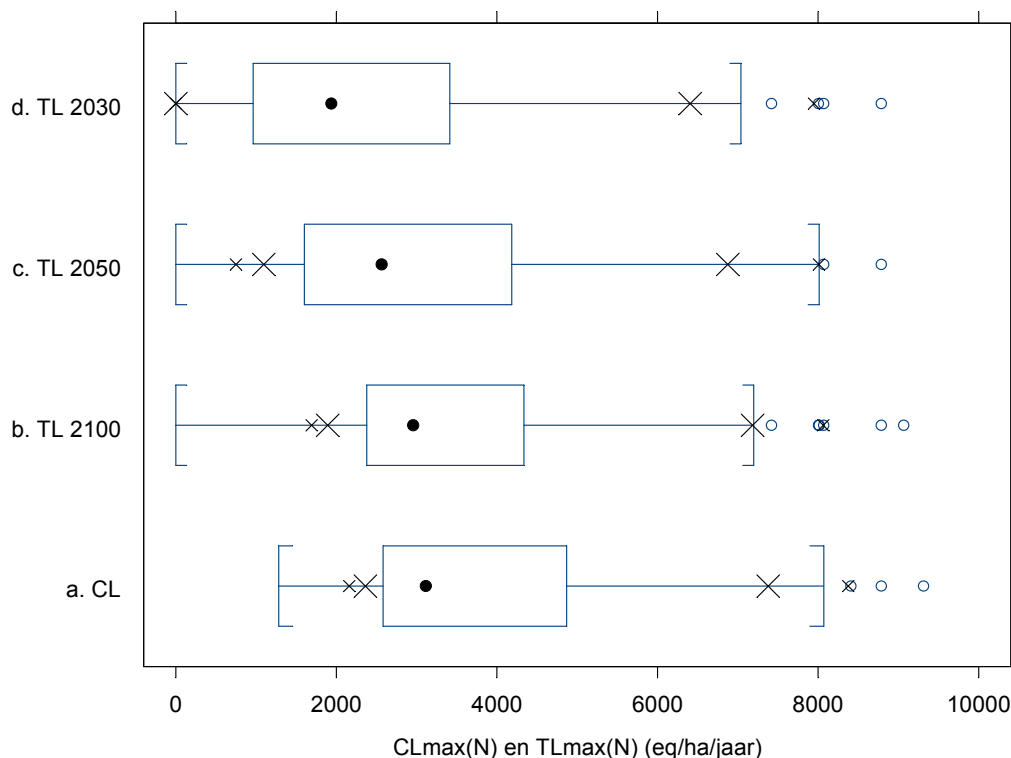


Fig. 6.25. Boxplots voor $CL_{max}(N)$ en voor $TL_{max}(N)$ ($eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$) voor drie doeljaren ($n = 83$) (legende boxplot zie Fig. 6.14).

6.3.3. Streeflasten i.f.v. het bos- en bodemtype

De streeflasten kunnen tenslotte voorgesteld worden als functie van het bos- en bodemtype, bv. voor het doeljaar 2050 (Tabel 6.8 voor S, Tabel 6.9 voor verzurende N). De verdeling van de berekende streeflasten voor het jaar 2050 wordt ook grafisch voorgesteld in Fig. 6.26 door middel van boxplots. Merk op dat het aantal receptoren per combinatie sterk verschilt, en soms erg beperkt is doordat in totaal maar 83 streeflastpunten beschikbaar waren.

Net zoals voor de kritische last voor S, ligt de streeflast voor S lager voor loofhout dan voor naaldhout (Tabel 6.8). Dit verschil blijkt het duidelijkst wanneer we loof- en naaldhout vergelijken op hetzelfde (zandige) bodemtype, en is te wijten aan de hogere opname van basische kationen door loofbomen. Net zoals voor kritische lasten geldt dat zandige bodems lagere streeflasten voor S hebben dan bodems met een fijnere textuur, en dus gevoeliger zijn voor verzuring. De verhouding tussen de mediane $TL_{max}(S)$ voor doeljaar 2050 en de mediane $CL_{max}(S)$ bedraagt 24% voor loofhout op zandige bodems. Voor lemige bodems is dat 61%, voor kleiige bodems 77% (Tabel 6.8). Voor naaldhout op zand is de mediane $TL_{max}(S)$ voor 2050 gelijk aan 89% van de mediane $CL_{max}(S)$. Beide lasten zijn voor naaldhout dus vrij gelijkaardig, behalve voor enkele proefvlakken met lage waarden voor $TL_{max}(S)$ (5%-waarde in Tabel 6.8, Fig. 6.26d). Voor venige bodems is de streeflast gelijk aan de kritische last omdat deze receptoren als dynamische modelleringstatus 'OK in 2010' hadden (status 1 in Tabel 6.6), en dit omwille van de hoge minerale verweringsnelheid.

Tabel 6.8. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de streeflast ($TL_{\max}(S)$, doeljaar 2050) en kritische last voor S ($CL_{\max}(S)$) ($eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$) voor niet-kalkrijke bosbodems ($n = 83$).

	n	$TL_{\max}(S)$ 2050 ($eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$)			$CL_{\max}(S)$ ($eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$)		
		5%	50%	95%	5%	50%	95%
Loofhout							
Zandig (Z + S)	25	0	275	1518	810	1153	1621
Lemig (P + L + A)	22	367	1151	2928	1311	1888	2928
Kleiig (E + U)	7	491	1533	2255	1419	1983	2428
Veen	2	4430	4436	4441	4430	4436	4441
Totaal	56	25	723	2928	830	1621	2928
Naaldhout							
Zandig (Z + S)	27	728	1638	1957	1602	1836	2026
Totaal	83	41	1324	2873	919	1829	2885

Zoals reeds eerder opgemerkt (Tabel 6.7) verschilt de streeflast algemeen minder van de kritische last voor verzurende N dan voor S. Dit blijkt ook wanneer de resultaten opgesplitst worden naar het bos- en bodemtype van de proefvlakken (Tabel 6.9). De mediane $TL_{\max}(N)$ voor 2050 bedraagt 53% van de $CL_{\max}(N)$ voor loofhout op zandige bodems, 71% op lemige bodems en 88% op klei. Voor naaldhout op zandige bodems is de mediane $TL_{\max}(N)$ (2050) gelijk aan 95% van de mediane $CL_{\max}(N)$.

Tabel 6.9. 5^{de}, 50^{ste} en 95^{ste} percentielwaarden van de streeflast ($TL_{\max}(N)$, doeljaar 2050) en kritische last voor verzurende N ($CL_{\max}(N)$) ($eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$) voor niet-kalkrijke bosbodems ($n = 83$).

	n	$TL_{\max}(N)$ 2050 ($eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$)			$CL_{\max}(N)$ ($eq\ ha^{-1}\ jaar^{-1}$)		
		5%	50%	95%	5%	50%	95%
Loofhout							
Zandig (Z + S)	25	0	1413	2895	1953	2649	3249
Lemig (P + L + A)	22	1371	3567	8011	2703	5017	8011
Kleiig (E + U)	7	2831	6521	8535	5633	7421	9155
Veen	2	22987	22997	23007	22987	22997	23007
Totaal	56	542	2513	8249	1996	3479	8918
Naaldhout							
Zandig (Z + S)	27	1432	2564	4246	2362	2710	4319
Totaal	83	747	2564	8011	2162	3115	8374

De verdeling van de streeflasten volgens bos- en bodemtype (Tabel 6.8, Tabel 6.9) wordt tenslotte gevisualiseerd in Fig. 6.26 voor het doeljaar 2050. Merk op dat de streeflasten voor verzurende N afhankelijk zijn van de streeflasten voor S. Voor loofhout verschillen de streeflasten voor verzurende N meer tussen de verschillende bodemtypes dan de streeflasten voor S omwille van de denitrificatieterm bij de streeflasten voor verzurende N.

De ruimtelijke verdeling van de streeflasten wordt bij wijze van voorbeeld getoond voor S voor doeljaar 2050 (Fig. 6.27). De indeling in klassen is hetzelfde als bij de kritische lasten voor S (Fig. 6.19). Bijlage 4 geeft tenslotte de waarden van de kritische lasten en streeflasten voor alle proefvlakken afzonderlijk.

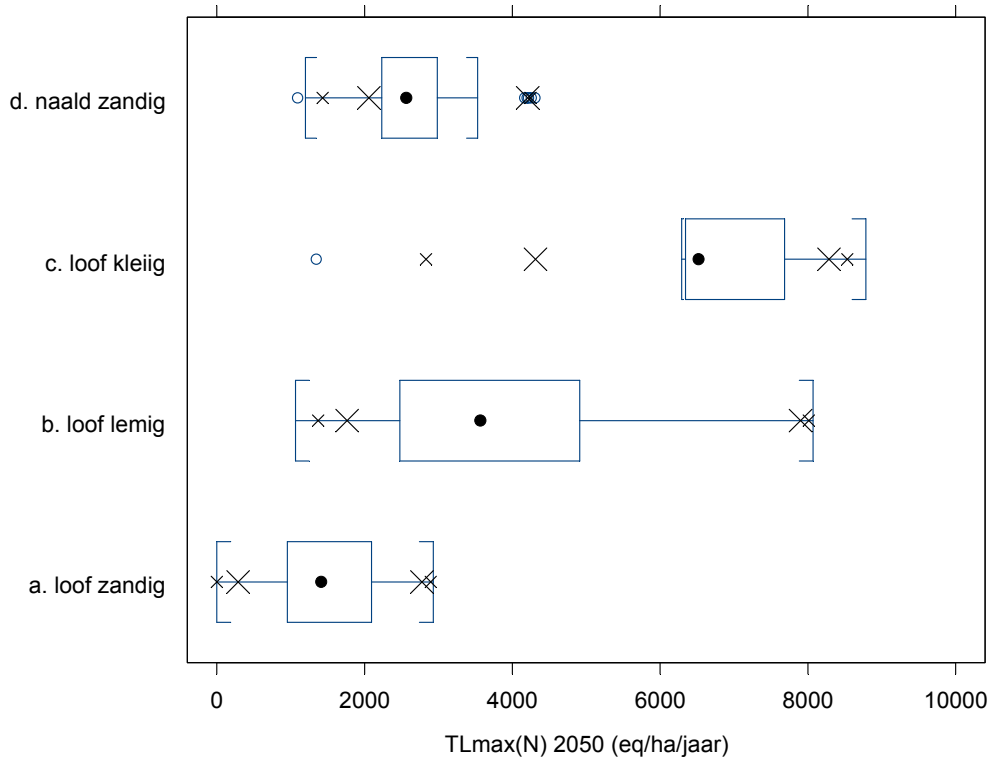
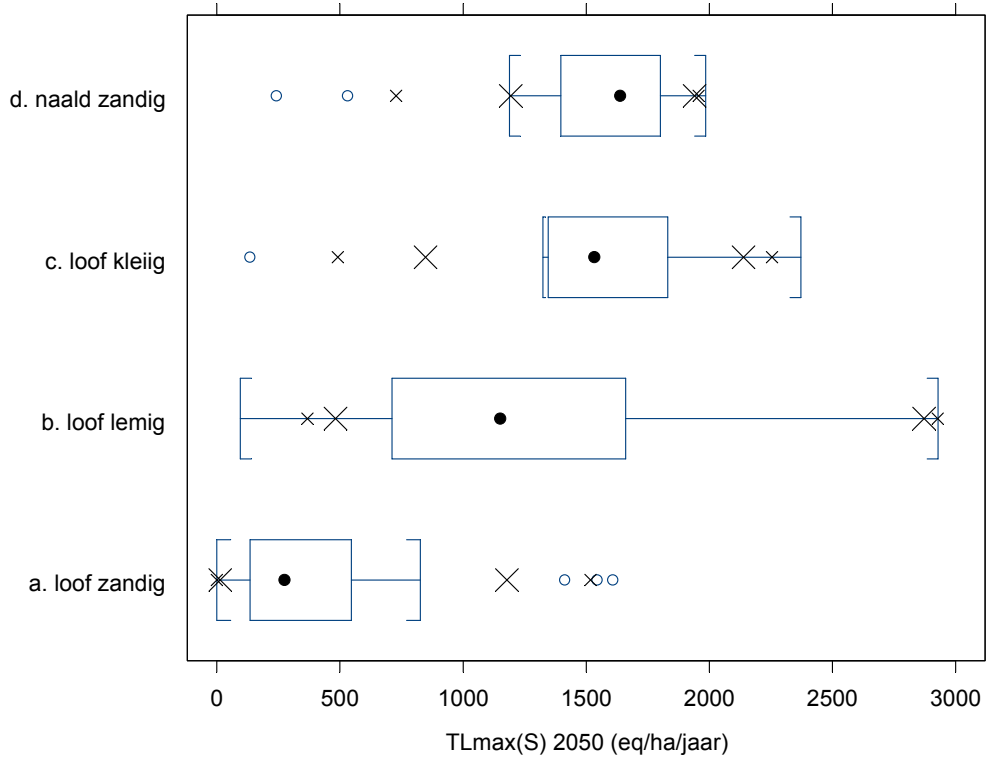


Fig. 6.26. Boxplots voor de streeflast voor S en verzurende N voor doeljaar 2050 (n = 83) volgens bos-bodemtype (cf. Tabel 6.8 en Tabel 6.9; de resultaten voor venige bodems zijn weggelaten omdat n = 2) (legende boxplot zie Fig. 6.14).

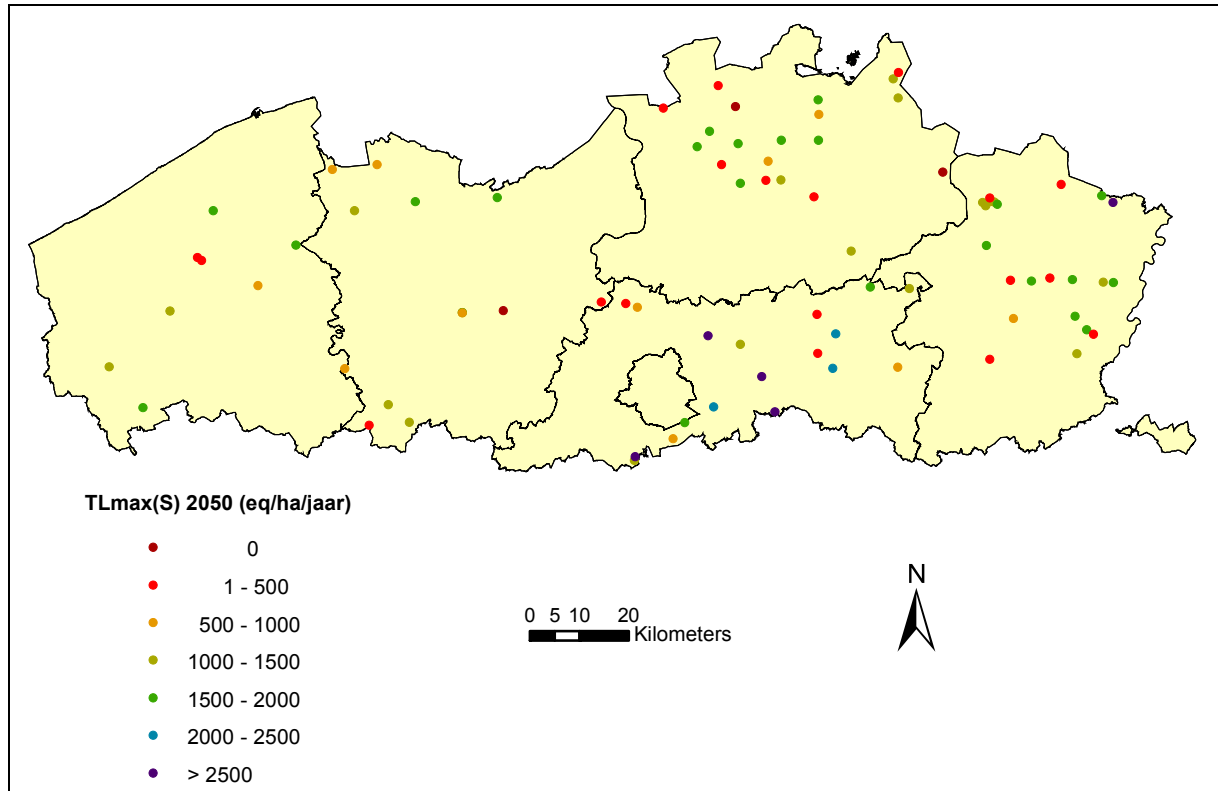


Fig. 6.27. Streeflasten voor zwavel ($TL_{\max}(S)$, $\text{eq ha}^{-1} \text{jaar}^{-1}$) voor het doeljaar 2050. In drie van de 83 receptoren was het criterium voor verzuring niet haalbaar voor dit doeljaar (cf. Tabel 6.6) zodat $TL_{\max}(S)$ gelijkgesteld werd aan nul.

Tenslotte vermelden we de selectiviteitscoëfficiënten voor kationenuitwisseling (Al, H, Bc) volgens het Gapon-model (vergelijking 3.28). Deze werden door VSD gecalibreerd op basis van de kationenuitwisselingscapaciteit en basenverzadiging bij een bodem-pH van 6.5 (zie 5.2.3.3). De mediane waarden van de Gapon-uitwisselingsconstanten per bodemtextuurgroep werden vergeleken met de gemiddelden voor Nederlandse bodems bij een gebufferde pH van 6.5 (de Vries en Posch, 2003) (Tabel 6.10). Voor $\lg k_{\text{HBC}}$ blijken de Vlaamse, door het VSD-model gecalibreerde waarden, goed overeen te stemmen met de Nederlandse waarden voor zowel de bovenste 30 als 60 cm van de bodem. Voor $\lg k_{\text{AIBc}}$ is de overeenkomst minder groot.

Tabel 6.10. Logaritme van de Gapon-uitwisselingsconstanten (bij pH 6.5) tussen Al en Bc ($\lg k_{\text{AIBc}}$) en tussen H en Bc ($\lg k_{\text{HBC}}$) volgens bodemtype: mediaan van de door het VSD-model gecalibreerde waarden voor Vlaamse streeflastproefvlakken ($n = 83$), en gemiddelde waarden voor Nederlandse bosbodems volgens de Vries en Posch (2003).

Gapon-constante	Bron	Laag (cm)	Bodemtextuurgroep			
			Zandig	Lemig	Kleiig	Venig
$\lg k_{\text{HBC}}$ (mol L^{-1}) ^{-1/2}	VSD-model	0-50	3.16	2.82	2.42	2.42
	De Vries en Posch (2003)	0-30	3.25	3.17	3.62	2.77
		0-60	3.29	-	3.60	2.69
$\lg k_{\text{AIBc}}$ (mol L^{-1}) ^{1/6}	VSD-model	0-50	-0.88	-1.54	-2.34	-2.35
	De Vries en Posch (2003)	0-30	0.61	0.22	-0.61	-0.27
		0-60	0.20	-	-1.05	-0.55

6.4. Gevoeligheidsanalyse

De onzekerheid op de berekende streeflastfuncties hangt af van de nauwkeurigheid van het gebruikte model en van de correctheid van de nodige gegevens om de berekeningen uit te voeren. Naast een aantal redelijk goed gekende parameters worden ook gegevens gebruikt met een vrij hoge onzekerheid. Daarom is het relevant om de gevoeligheid van de berekende streeflastfuncties na te gaan voor wijzigingen in de invoerdata, zoals al sporadisch gebeurde in 6.1.2.

De gevoeligheid van de streeflastfuncties voor verzuring wordt hier nagegaan door de waarde van één variabele te veranderen voor alle proefvlakken en de resultaten te vergelijken met de initieel berekende ‘referentiestreeflasten’. Om de impact van elke invoervariabele op de streeflast op een vergelijkbare wijze te bepalen, werd voor elke variabele de referentiewaarde per proefvlak met 20% verhoogd en verlaagd. Deze *gevoeligheidsanalyse* kan opgevat worden als een eerste aanzet tot een *onzekerheidsanalyse*, maar kan hiermee niet gelijkgesteld worden. Een onzekerheidsanalyse houdt immers in dat voor elke variabele een waarschijnlijkheidsverdeling wordt opgesteld, waarmee dan de waarschijnlijkheidsverdeling van de modeloutput wordt bepaald (vaak via Monte Carlo analyse, bv. Skeffington, 2006). Omdat de geschatte onzekerheid voor diverse variabelen hoger is dan 20%, werden ook bijkomende scenario’s getest, waarin de variabele op een alternatieve manier werd afgeleid. Een uitgebreidere onzekerheidsanalyse houdt ook best rekening met de covariantie tussen de verschillende variabelen, wat hier niet is gebeurd.

Tabel 6.11 geeft een overzicht van de wijzigingen van invoerparameters waarvoor streeflastfuncties berekend zijn. Bij de bespreking van deze gevoeligheidsanalyse richten we ons steeds op de resultaten voor het doeljaar 2050. Zoals reeds besproken in deel 6.3 kan de dynamische modellering van streeflasten resulteren in vier situaties, waarbij slechts voor één situatie een zinvolle streeflastfunctie bestaat voor het onderzochte proefvlak (Tabel 6.6). Algemeen hadden de parameterwijzigingen weinig effect op de status van de receptoren (Fig. 6.28). Voor het vervolg van deze analyse werd de volgende werkwijze gevolgd, analoog aan deel 6.3: (i) de streeflast (TL) werd gelijkgesteld aan de kritische last (CL) voor receptoren die “veilig” waren in 2010 (status 1) of in 2050 (status 2) en voor receptoren waarvoor de TL hoger was dan de CL omwille van dynamische N-immobilisatie, en (ii) als de streeflast niet haalbaar was (status 4) werd de TL gelijkgesteld aan de CL.

6.4.1. Invoervariabelen kritische- en streeflasten

Eerst bespreken we het effect van invoervariabelen die zowel nodig zijn bij het berekenen van kritische lasten als streeflasten (scenario 1 tot 31 in Tabel 6.11). Tabel 6.11 geeft het effect van parameterwijzigingen op de mediane kritische- en streeflast. De verdeling van de streeflasten voor verzurende N voor de 83 bosreceptoren wordt getoond door middel van boxplots in Fig. 6.29, Fig. 6.30 en Fig. 6.33. De vermelde resultaten voor streeflasten gelden telkens voor het doeljaar 2050.

6.4.1.1. Minerale verwerking

Het veranderen van de vrijstelling van basische kationen door minerale verwerking (BC_w) had vrij veel effect op de streeflasten voor S en verzurende N. De mediane streeflast voor S (doeljaar 2050) verhoogde met 15% door BC_w met 20% te verhogen (scenario 1, Tabel 6.11, Fig. 6.29).

Tabel 6.11. Mediane kritische last (CL) en streeflast (TL, voor doeljaar 2050) voor S en verzurende N met gewijzigde invoervariabelen. De waarden zijn telkens uitgedrukt als het procentuele verschil t.o.v. de referentieberekening (eq ha⁻¹ jaar⁻¹).

Nr.	Gewijzigde invoerparameter	Med. TL _{max} 2050		Mediane CL _{max}		
		S	N	S	N	
0	Referentie	1324	2564	1829	3115	
1	Minerale verwerkingssnelheid (BC _w)	BC _w + 20%	14.5	9.4	3.2	3.3
2		BC _w - 20%	-21.7	-10.5	-12.9	-4.9
3	Volgens UBA (2004)	BC _w cf. Tabel 5.9	16.6	6.6	0.9	0.8
4	Denitrificatiefactor (f _{de})	f _{de} + 20%	2.7	9.4	0.0	14.9
5		f _{de} - 20%	-3.1	-7.6	0.0	-9.3
6	Drogere drainageklasse	f _{de} cf. Tabel 5.13	0.0	-9.4	0.0	-15.2
7	Minimaal	f _{de} = 0.1	-13.2	-15.0	0.0	-19.6
8	Aanvaardbare N-immobilisatie	N _{i,acc} + 20%	0.4	2.4	0.0	1.9
9	(N _{i,acc})	N _{i,acc} - 20%	0.0	-2.0	0.0	-1.9
10	Minimale immobilisatie	N _{i,acc} = 1 kg ha ⁻¹ jaar ⁻¹	-0.9	-8.2	0.0	-5.2
11	Deposities basische kationen	Bc _{dep} + 20%	48.5	38.5	23.6	25.7
12	(B _{dep})	Bc _{dep} - 20%	-56.2	-33.4	-24.6	-24.3
13	Plantopname stikstof (N _u) en	N _u en Bc _u + 20%	-22.4	-10.4	-14.1	-7.2
14	basische kationen (Bc _u)	N _u en Bc _u - 20%	17.1	12.0	5.3	9.2
15		Bc _u + 20%	-23.2	-14.8	-14.1	-9.2
16		Bc _u - 20%	20.7	17.6	5.3	11.3
17		N _u + 20%	1.3	4.8	0.0	3.3
18		N _u - 20%	-1.3	-7.3	0.0	-3.3
19	Drainageflux (Q)	Q + 20%	-1.8	-0.3	-0.3	-0.5
20		Q - 20%	1.3	-0.2	0.2	0.4
21	Vaste evapotranspiratie (ET _a)	Q met ET _a = 430 mm	0.4	-0.4	0.2	0.3
22	Verband Al-H concentratie	lgK _{AlOx} + 0.5	-9.0	-5.1	-4.6	-4.2
23	(lgK _{AlOx} , expAl)	lgK _{AlOx} - 0.5	10.6	5.4	5.9	5.8
24	Vlaamse empirische waarden	cf. Tabel 5.19	-100.0	-100.0	-4.8	-7.2
25	Nederlandse emp.waarde	cf. Tabel 5.19	-11.9	10.4	13.0	23.0
26	Dissociatie organische anionen	m·DOC + 20%	-4.9	-1.1	-1.7	-1.7
27	Concentratie (m·DOC)	mDOC - 20%	4.5	1.1	1.6	1.7
28		mDOC = 0	14.1	11.7	7.4	8.5
29	Vaste dissociatieconstante (pK ₁)	pK ₁ = 4.5	7.7	2.7	3.7	3.8
30	Factor partiële CO ₂ -druk (pCO ₂)	pCO ₂ = 25	-0.4	-0.1	-0.2	-0.2
31		pCO ₂ = 5	0.9	0.1	0.2	0.2
32	Koolstofvoorraad 0-20 cm	Ctopsoil + 20%	0.0	-0.7	-	-
33	(Ctopsoil)	Ctopsoil - 20%	0.4	-1.4	-	-
34	C/N-verhouding 0-20 cm +	C/N + 20%	0.7	2.1	-	-
35	FH-strooisellaag	C/N - 20%	-0.9	-1.5	-	-
36	Minimale C/N voor N-immobilisatie	CNmin = 15	0.9	1.0	-	-
37	Kationenuitwisselingscapaciteit	CEC + 20%	-8.3	-4.3	-	-
38	(CEC)	CEC - 20%	5.9	5.7	-	-
39	Basenverzadigingsgraad (E _{Bc})	E _{Bc} + 20%	-6.9	-2.1	-	-
40		E _{Bc} - 20%	3.7	6.0	-	-
41	Kationenuitwisselingsmodel	Gaines-Thomas	-31.8	-25.7	-	-
42	Vochtgehalte (θ = theta)	Theta = 0.01	0.0	0.1	-	-
43		Theta = 0.8	-1.4	-1.7	-	-
44	Bulkdichtheid (ρ = rho)	Rho + 20%	-8.3	-4.3	-	-
45		Rho - 20%	5.9	5.7	-	-

- : Deze parameter wordt niet gebruikt bij de berekening van kritische lasten.

Tabel 6.11. (vervolg)

Nr.	Gewijzigde invoerparameter		Med. TL _{max} 2050		Mediane CL _{max}	
			S	N	S	N
46	N-depositie (N _{dep})	N _{dep} + 20%	-2.7	-3.0	-	-
47		N _{dep} - 20%	2.9	5.2	-	-
48	S-depositie (S _{dep})	S _{dep} + 20%	-21.1	-7.5	-	-
49		S _{dep} - 20%	11.9	7.8	-	-
50	N- en S-depositie	N _{dep} en S _{dep} + 20%	-23.8	-8.0	-	-
51		N _{dep} en S _{dep} - 20%	15.9	11.5	-	-
52	Volgens OPS-model	N _{dep} en S _{dep} volgens OPS	21.4	12.3	-	-
53	Kritische waarde Al:Bc criterium	Al:Bc = 0.5	-79.2	-49.2	-34.5	-26.4
54		Al:Bc = 0.1	-100.0	-100.0	-64.6	-50.7

- : Deze parameter wordt niet gebruikt bij de berekening van kritische lasten.

Het procentuele effect van een verhoogde BC_w op de mediane streeflast voor N was kleiner omdat de streeflast voor N hoger ligt dan die voor S. Het verminderen van BC_w met 20% (scenario 2) verlaagde TL_{max}(S) met 22%. Door de verlaagde verwerking was het criterium verzuring niet meer haalbaar in 2050 (status 4) voor 7 van de 83 receptoren (= 8%, Fig. 6.28), terwijl dat in de referentieberekening maar voor 3 receptoren het geval was. Dit droeg bij tot een verlaagde mediane streeflast, aangezien voor receptoren met status 4 de streeflast gelijkgesteld wordt aan nul. In scenario 3 werd de moedermateriaal-textuur-methode uit de handleiding (UBA, 2004) gebruikt om BC_w te bepalen (Tabel 5.9). Het toekennen van hogere verwerkingssnelheden voor bodems met een ‘medium’ textuurklasse (P-, L- of E-textuur) verhoogde de mediane TL_{max}(S) voor 2050 met 17%. Verder blijkt uit scenario 1 tot 3 dat het wijzigen van de minerale verwerkingssnelheid meer invloed had op de berekende streeflasten dan op de kritische lasten.

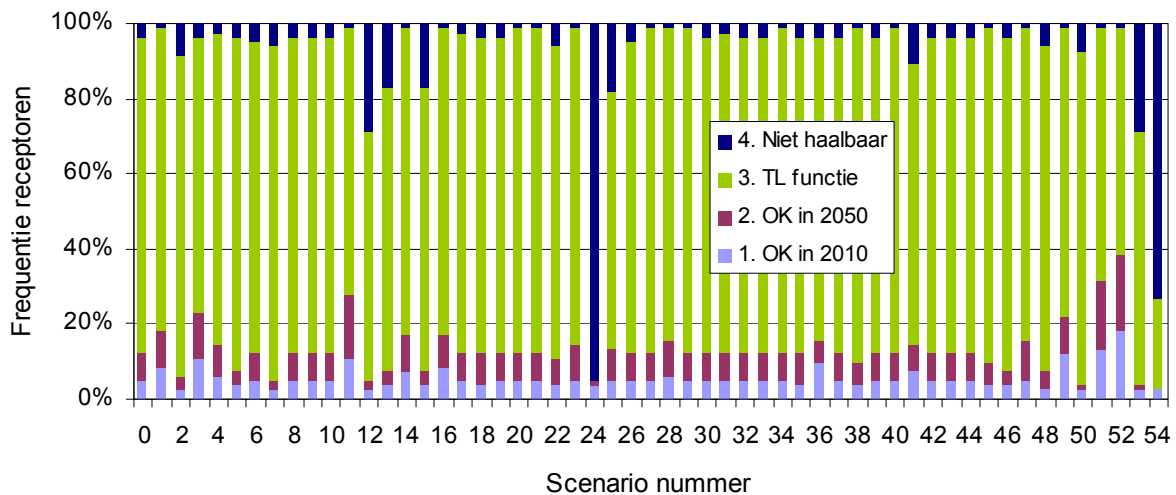


Fig. 6.28. Status voor dynamische modellering van streeflasten (TL) voor verzuring voor het doeljaar 2050 (cf. Tabel 6.6) met gewijzigde invoervariabelen (zie Tabel 6.11).

We merken tenslotte op dat ook de veronderstelde dikte van de bewortelde zone een grote rol speelt bij de berekende verwerkingssnelheid BC_w. De berekende BC_w is immers proportioneel met de veronderstelde diepte van de wortelzone. In de referentiemethode werd een diepte van 50 cm gebruikt. Een bodemdiepte van 40 tot 60 cm stemt dus overeen met scenario 2 en 1, (BC_w ± 20%). In Vlaanderen werd in deze studie en ook door Langouche *et al.* (2001) een

vaste bodemdiepte van 50 cm gebruikt voor bos. Bij de berekening van kritische lasten en dynamische modellering in bijvoorbeeld Nederland varieert de bodemdiepte voor bos echter van 50 tot 100 cm, naargelang het bodemtype (Posch *et al.*, 2003).

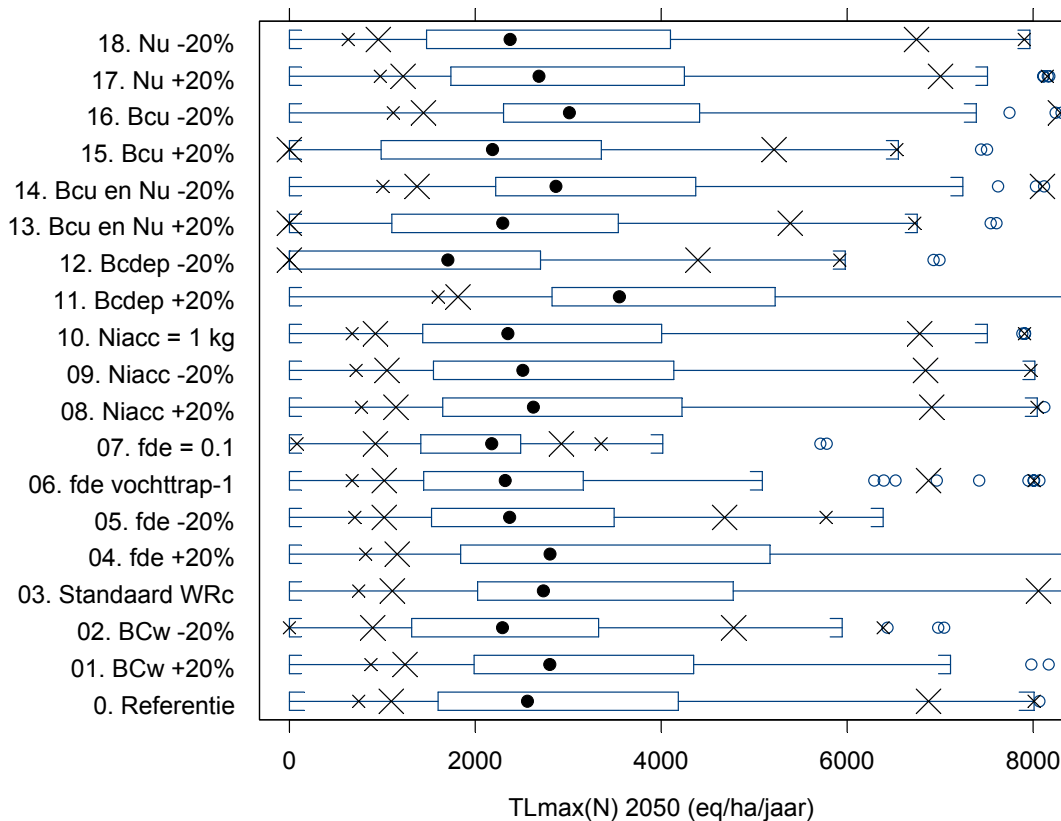


Fig. 6.29. Boxplots voor de streeflast voor verzurende N voor doeljaar 2050 ($n = 83$) met gewijzigde invoervariabelen (zie Tabel 6.11) (legende boxplot zie Fig. 6.14).

6.4.1.2. Denitrificatiefactor

De denitrificatiefactor (f_{de}) is bepalend voor de helling van de kritische- en streeflastfuncties voor verzuring (cf. Fig. 6.17). Hoe hoger de denitrificatiefactor (f_{de}), hoe hoger de kritische last en streeflast voor N. Een 20% hogere waarde voor f_{de} (scenario 4) verhoogt de mediane $CL_{max}(N)$ met 15% en de mediane $TL_{max}(N)$ met 9% (Tabel 6.11, Fig. 6.29). Het verlagen van f_{de} leidt tot lagere lastwaarden voor N (scenario 5 tot 7). Wanneer voor alle proefvlakken een lage factor $f_{de} = 0.1$ wordt gebruikt (scenario 7), vermindert de mediane $TL_{max}(N)$ met 15%. Logischerwijs vermindert $TL_{max}(N)$ voornamelijk voor die proefvlakken met een hoge $TL_{max}(N)$ (i.e. een hoge f_{de} -waarde) in het referentiescenario (Fig. 6.29). De betrouwbaarheid van de lasten voor verzurende N voor receptoren met een hoge denitrificatiefactor hangt af van het feit of er al dan niet veel denitrificatie plaatsvindt in deze vochtige, zware en/of venige bodems.

6.4.1.3. Aanvaardbare N-immobilisatie

Het wijzigen van de aanvaardbare N-immobilisatie ($N_{i,acc}$) in de bodem (scenario 8-10) heeft een rechtstreeks effect op de kritische- en streeflasten voor N (cf. vergelijking 3.17 en 3.18). Een lagere $N_{i,acc}$ verlaagt dan ook de berekende lasten voor N (en dit zowel voor de kritische-

en streeflasten voor verzurende N als voor de kritische lasten voor nutriënt-N). Het opleggen van een lage $N_{i,acc}$ van $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) (scenario 10), zoals in de Europese overzichtsrapporten gebeurt, verlaagt de mediane $TL_{max}(N)$ voor het doeljaar 2050 met 8%.

6.4.1.4. Depositie basische kationen

Een wijziging van 20% van de atmosferische depositie van de kationen K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+} (Bc_{dep}) (scenario 11-12) veranderde de kritische lasten voor zowel S als N met ~25%, dus met meer dan 20%. De reden hiervoor is dat de term Bc_{dep} niet enkel rechtstreeks voorkomt in de kritische lastvergelijking, maar ook onrechtstreeks een grote rol speelt bij gebruik van een Al:Bc-criterium. De depositie, verwerking en opname van Bc bepalen immers de uitspoeling van Bc, die via het Al:Bc-criterium de kritische uitspoeling van Al en van ANC bepalen (cf. vergelijking 3.38).

Het effect van een gewijzigde Bc_{dep} is bovendien veel sterker voor streeflasten dan voor kritische lasten, met een verandering van ~50% in de mediane $TL_{max}(S)$ bij een verandering van 20% in Bc_{dep} (Tabel 6.11, Fig. 6.29). Dit uitgesproken effect op streeflasten hangt samen met de grote invloed van een gewijzigde Bc_{dep} op de status voor dynamische modellering. Fig. 6.17 toont hoe een 20% hogere Bc_{dep} (scenario 11) voor 28% van de proefvlakken resulteert in het bereiken van het criterium voor het doeljaar 2050 (status 1 en 2). Bij een 20% lagere Bc_{dep} (scenario 12) blijkt het criterium verzuring voor 29% van de proefvlakken niet meer haalbaar te zijn voor 2050 (status 4), in vergelijking met 4% voor de referentie.

6.4.1.5. Plantopname

De netto-groeiopname van N en kationen wordt bepaald door de biomassa-aanwas en de nutriëntengehaltes in het hout. Om het effect van een gewijzigde biomassa-aanwas te testen werd de opname van N (N_u) en kationen (Bc_u) gelijktijdig gewijzigd (scenario 13-14). Een toename van de aanwas zorgt voor een quasi evenredige afname van de streeflast voor S, en omgekeerd. Door enkel de opname van N of van Bc te variëren (scenario 15-18), blijkt dat de gekozen Bc_u veel meer invloed heeft op de kritische last en streeflast dan N_u (Tabel 6.11, Fig. 6.29). Analoog aan het grote effect van Bc_{dep} is dit te verklaren door het belang van Bc_u voor de uitspoeling van Bc_{le} en de kritische uitspoeling van Al.

6.4.1.6. Drainageflux

Het veranderen van de drainageflux (Q) met 20% (scenario 19-20) veranderde de berekende kritische- en streeflasten met minder dan 2% (Tabel 6.11, Fig. 6.30). De onzekerheid op de gebruikte waarden voor Q is echter hoger dan 20%. De meest onzekere parameter hierbij is de actuele evapotranspiratie (ET_a) (cf. Tabel 5.18). De keuze voor een boomsoortspecifieke waarde (referentie) of een vaste waarde voor ET_a (scenario 21) had echter nauwelijks effect op de lastfuncties. De drainageflux is dus niet echt belangrijk bij het gebruik van het Al:Bc-criterium voor verzuring. Voor een correcte bepaling van de kritische lasten voor nutriënt-stikstof is deze parameter wel belangrijk, tenminste wanneer een N-concentratie als criterium wordt gekozen. In de huidige studie werd een kritische N-flux gebruikt ($100 \text{ eq N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) om de $CL_{nut}(N)$ te bepalen.

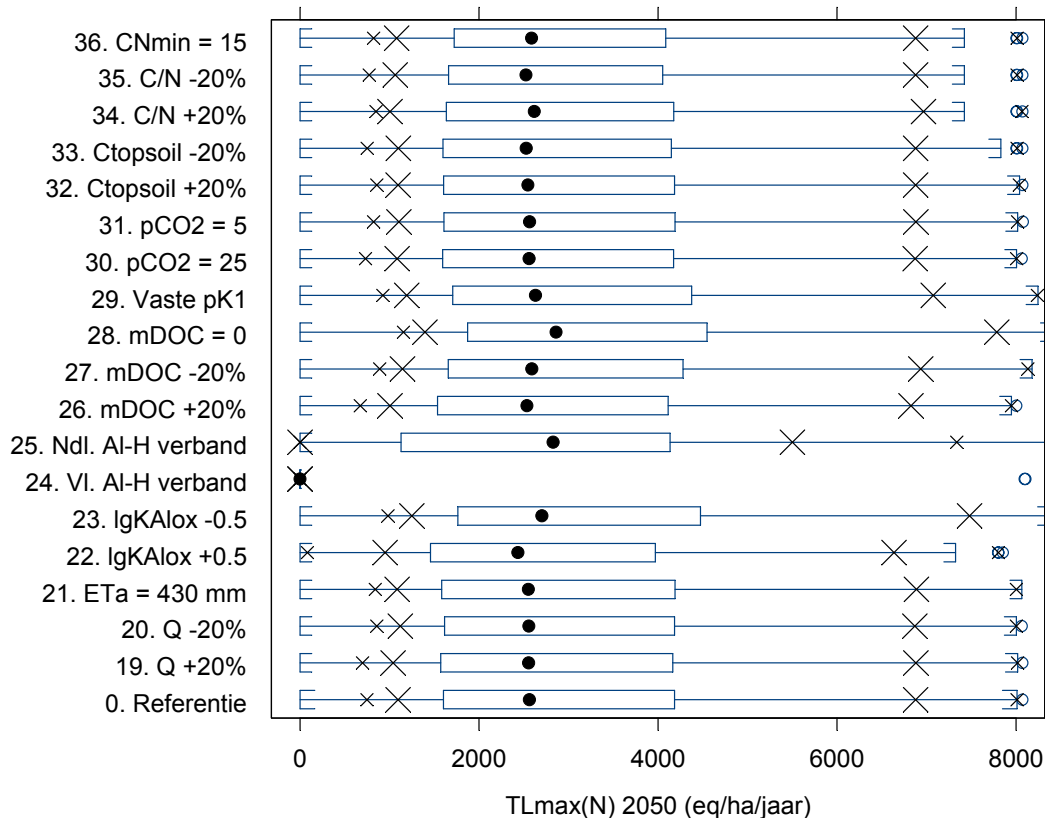


Fig. 6.30. Boxplots voor de streeflast voor verzurende N voor doeljaar 2050 ($n = 83$) met gewijzigde invoervariabelen (zie Tabel 6.11) (legende boxplot zie Fig. 6.14).

6.4.1.7. Verband tussen Al- en H-concentratie van de bodemoplossing

In de vorige berekeningen van streeflastfuncties werd steeds verondersteld dat het verband tussen de Al- en H-concentratie van de bodemoplossing beschreven wordt door een gibbsiet-evenwicht ($\exp Al = 3$) met $\lg K_{Al_{lox}} = 8.5$ voor minerale bodem. Omdat een wijziging van $\lg K_{Al_{lox}}$ met 20% overeenkomt met ongebruikelijke $\lg K_{Al_{lox}}$ -waarden, werd deze parameter gevarieerd met 0.5 eenheden (scenario 22-23). Een hogere waarde voor $\lg K_{Al_{lox}}$ (scenario 22) verhoogt de Al-concentratie bij een bepaalde pH (zie Fig. 5.25), en verlaagt dus de berekende kritische lasten en streeflasten voor verzuring (Tabel 6.11, Fig. 6.30).

Het wijzigen van $\lg K_{Al_{lox}}$ bleek meer effect te hebben op de streeflasten dan op de kritische lasten (Tabel 6.11). Dit bleek ook bij het gebruik van Vlaamse empirische parameterwaarden ($\exp Al = 0.75$, $\lg K_{Al_{lox}} = -0.65$) (scenario 24). Met deze uit Vlaamse metingen afgeleide waarden daalde de kritische last voor S met slechts 5%, terwijl de streeflast voor het doeljaar 2050 voor 79 van de 83 proefvlakken niet meer haalbaar was (Fig. 6.17). De Vlaamse afgeleide waarden voor $\exp Al$ en $\lg K_{Al_{lox}}$ leiden dus tot niet-berekenbare streeflastfuncties en wijken sterk af van literatuurwaarden (zie Tabel 5.19). Door de hoge voorspelde Al-concentraties bij pH-waarden hoger dan 3.75 (Fig. 5.25) wordt het Al:Bc criterium pas in de loop van eeuwen gerespecteerd, wat waarschijnlijk niet realistisch is.

In scenario 25 testten we de Nederlandse empirische waarden voor $\lg K_{Al_{lox}}$ en $\exp Al$ die afhankelijk zijn van de bodemtextuur van het proefvlak (Tabel 5.19). Het resultaat was dan ook dat de kritische en streeflasten voor bepaalde receptoren toenamen, terwijl de lasten voor

andere punten afnamen (Fig. 6.31). Deze parameterwaarden resulteerden vaak in lagere streeflasten voor verzuring (Fig. 6.30, Fig. 6.31), hoewel de mediane streeflast wel toenam voor verzurende N (Tabel 6.11).

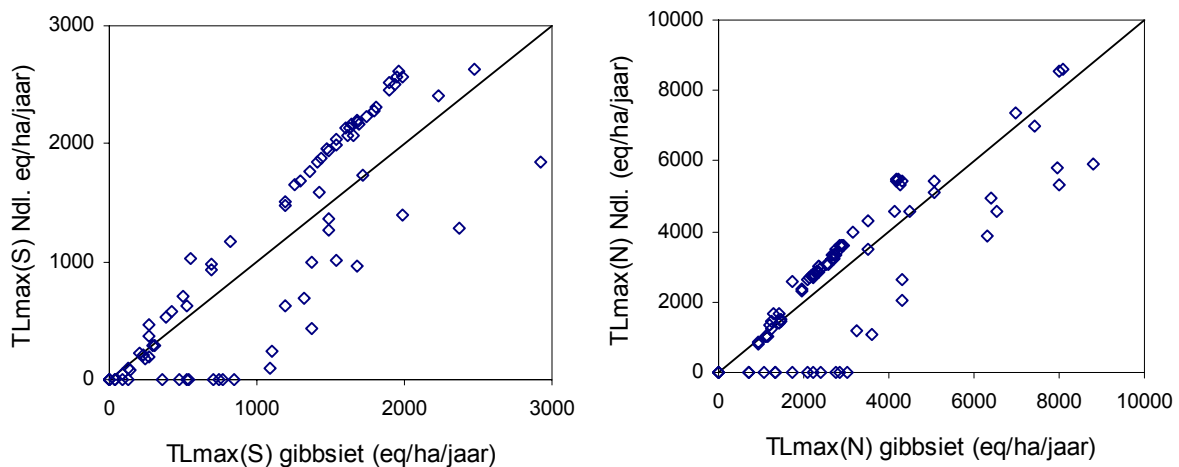


Fig. 6.31. Streeflast voor S en verzurende N voor doeljaar 2050 berekend met een veronderstelde gibbsietrelatie tussen Al en H (referentie) en met Nederlandse empirische textuurspecifieke waarden voor $\lg K_{\text{AlOx}}$ en $\exp \text{Al}$ (scenario 25).

Uit een gelijkaardige figuur als Fig. 6.31, maar dan voor de kritische lasten i.p.v. de streeflasten voor verzuring, bleek dat de parameterkeuze voor de Al-H relatie (scenario 24-25) veel minder effect had op de kritische lasten. Dit wordt nog eens geïllustreerd aan de hand van de kritische- en streeflastfuncties voor één proefvlak, waarbij we een gibbsietverband veronderstelden ($\exp \text{Al} = 3$) maar met variërende $\lg K_{\text{AlOx}}$ -waarden (Fig. 6.32; output uit VSD *Studio*). De veronderstelling m.b.t. het verband tussen de Al- en H-concentratie in de bodemoplossing heeft dus een veel grotere impact op de streeflasten dan op de kritische lasten. Dit sluit aan bij Hall *et al.* (2001), die vonden dat de eenvoudige statische massabalans relatief ongevoelig is voor veranderingen in $\lg K_{\text{AlOx}}$ bij het gebruik van Al-criteria.

6.4.1.8. Organische anionen en bicarbonaat

Tenslotte werd het effect nagegaan van de parameterinstellingen m.b.t. organische zuren en bicarbonaat in de bodemwateroplossing. Door rekening te houden met de dissociatie van organische anionen (m·DOC) verlagen de berekende lasten voor verzuring (scenario 26-28). Hoe hoger m·DOC, hoe lager de lasten voor verzuring zijn (Tabel 6.11, Fig. 6.30). In het voorgaande werd steeds een monoprotische dissociatie van organische zuren met een pH-afhankelijke constante pK_1 verondersteld (Fig. 5.26). Het gebruik van een vaste (scenario 29) i.p.v. een pH-afhankelijke constante verhoogt de berekende kritische- en streeflasten (Tabel 6.11, Fig. 6.30). De gekozen relatieve partiële druk van CO_2 in de bodem (scenario 30) heeft geen effect op de berekende lasten voor verzuring, aangezien bicarbonaat niet gesimuleerd wordt bij de lage pH-omstandigheden van de Vlaamse bosbodems.

6.4.2. Invoervariabelen streeflasten

De variabelen die getest werden in scenario 32 tot 45 zijn enkel nodig bij het bepalen van streeflastfuncties.

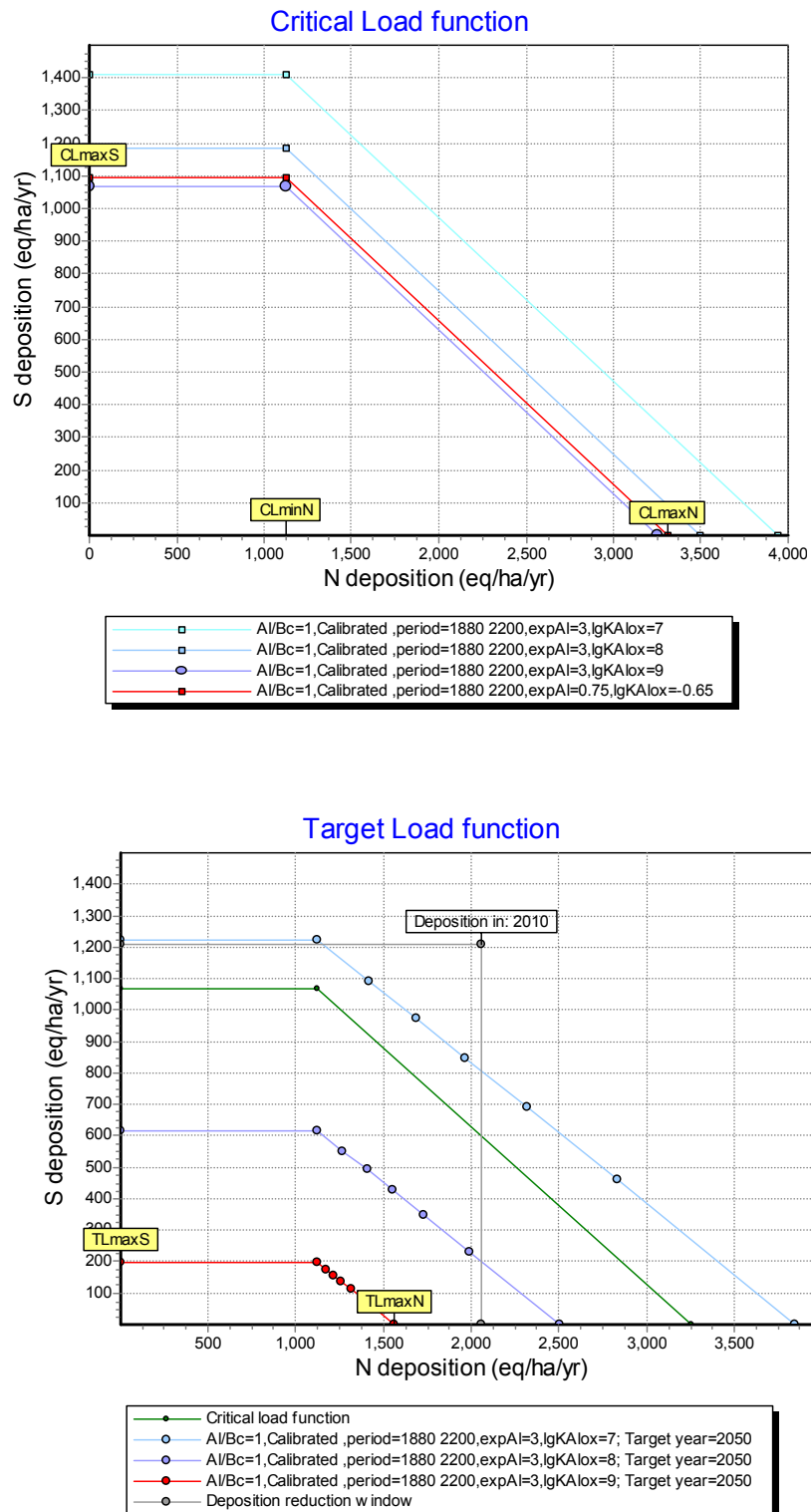


Fig. 6.32. Kritische lastfuncties (boven) en streeflastfuncties (onder, doeljaar 2050) voor één proefvlak met variërende parameterwaarden voor het verband tussen de Al- en H-concentratie in de bodemoplossing: (boven) gibbsietrelatie met $\lg K_{AlOx} = 7, 8$ en 9 en Vlaamse empirische waarden; (onder) gibbsietrelatie met $\lg K_{AlOx} = 7, 8$ en 9 . Met de Vlaamse empirische waarden kon pas een streeflastfunctie berekend voor het doeljaar 2283 (output rechtstreeks overgenomen van VSD *Studio*).

6.4.2.1. Tijdsafhankelijke N-immobilisatie

Bij de berekening van streeflasten wordt de actuele immobilisatie bepaald op basis van de huidige C/N-verhouding en C-voorraad van de bovenste bodemlaag, waaruit een initiële C/N-verhouding wordt afgeleid voor het startjaar van de simulatie (hier 1880). Het variëren van de C-voorraad en C/N-verhouding met 20% (scenario 32-35) verandert de streeflasten met minder dan 2% (Tabel 6.11, Fig. 6.30). Deze calibratieprocedure voor de C/N-verhouding is enkel mogelijk wanneer de actuele C/N-verhouding hoger ligt dan de minimale C/N-waarde in het model ($CN_{\min} = 15$ standaard). Omdat dit niet het geval was voor enkele proefvlakken, werd CN_{\min} verlaagd van 15 tot 12, maar deze keuze had nauwelijks invloed op de resultaten voor de overige proefvlakken (scenario 36) (Tabel 6.11, Fig. 6.30).

6.4.2.2. Kationenuitwisseling

De gesimuleerde kationenuitwisseling hangt af van het veronderstelde uitwisselingsmodel en van de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en basenverzadiging (E_{Bc}). Het veranderen van deze twee parameters (scenario 37-40) had geen uitgesproken effect op de berekende streeflasten. Een hogere CEC deed de streeflasten zowel toe- als afnemen, al naargelang het proefvlak, maar de verandering was altijd beperkt. Het niet-eenduidige effect van deze parameters verklaart waarom een 20% hogere CEC (scenario 37) de mediane $TL_{\max}(N)$ verlaagde (Tabel 6.11, Fig. 6.33), maar het 90^{ste} percentiel van $TL_{\max}(N)$ wel verhoogde (Fig. 6.33).

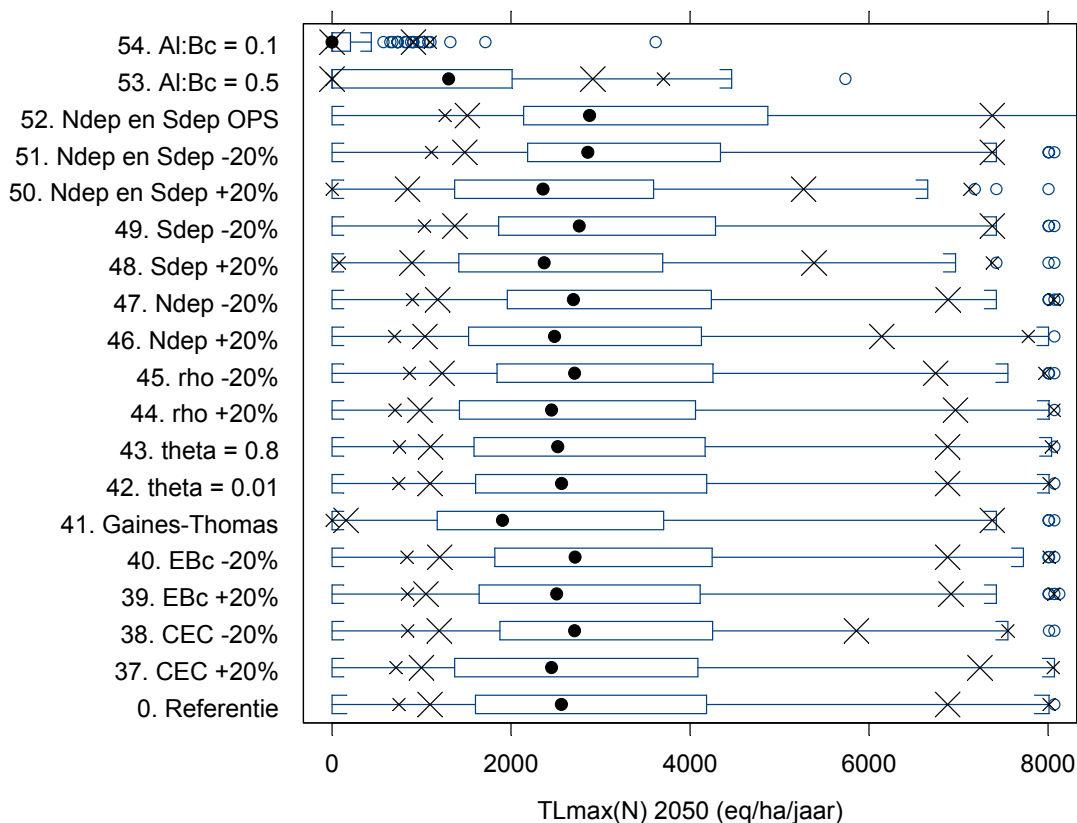


Fig. 6.33. Boxplots voor de streeflast voor verzurende N voor doeljaar 2050 ($n = 83$) met gewijzigde invoervariabelen (zie Tabel 6.11) (legende boxplot zie Fig. 6.14).

In de huidige studie werd het Gapon-uitwisselingsmodel gebruikt (cf. 5.2.3.3), wat ook de standaardinstelling is in het VSD-model. Door het Gaines-Thomas-uitwisselingsmodel te gebruiken (scenario 41) daalde de mediane $TL_{\max}(S)$ voor het doeljaar 2050 echter met 32% t.o.v. de resultaten met het Gapon-model, terwijl de mediane $TL_{\max}(N)$ met 26% afnam (Tabel 6.11). Ook het 10^{de} en 25^{ste} percentiel namen gevoelig af bij gebruik van het Gaines-Thomas-model (Fig. 6.33).

Het effect van variërende uitwisselingsconstanten kon niet getest worden voor alle proefvlakken omwille van de automatische calibratie in VSD *Access*. Uit Tabel 6.10 bleek wel dat de bekomen waarden voor lgk_{AlBc} en lgk_{HBc} niet onwaarschijnlijk zijn in vergelijking met de resultaten voor Nederlandse bosbodems (de Vries en Posch, 2003). Bij de calibratie van deze constanten wordt de fractie van het uitwisselingscomplex die niet bezet is met Bc volledig toegeschreven aan de ‘zure’ kationen met uitzondering van aluminium. Uit de analyse in VSD *Studio* voor vijf intensieve bemonsterde Level II proefvlakken (zie 6.1.2.1) bleek dat deze veronderstelling geen relevante invloed had op de streeflastfuncties.

6.4.2.3. Vochtgehalte en bulkdichtheid

Een gewijzigd bodemvochtgehalte (scenario 42) heeft geen merkbaar effect op de streeflastfuncties, zelfs niet bij de geteste extreme waarden (1% en 80% vochtgehalte) (Tabel 6.11, Fig. 6.33). Dit rechtvaardigt waarom VSD *Access* maar één vaste bodemvochtwaarde toelaat voor alle proefvlakken. Het wijzigen van de bulkdichtheid van de bodem heeft identiek hetzelfde effect op de streeflasten als het wijzigen van de CEC (Tabel 6.11), aangezien de CEC (meq kg^{-1}), basenverzadiging en de bulkdensiteit in het VSD-model samen de hoeveelheid uitwisselbare kationen bepalen.

6.4.2.4. Stikstof- en zwaveldepositie

Alle tot nu toe vermelde streeflastfuncties werden berekend met EMEP-depositietijdreeksen. Het wijzigen van de N-depositie (scenario 46-47) had duidelijk minder effect op de streeflasten dan het wijzigen van de S-depositie (scenario 48-49) (Tabel 6.11, Fig. 6.33). Het verhogen van de S-depositie met 20% (vanaf 1880) verlaagde de mediane $TL_{\max}(S)$ voor doeljaar 2050 met 22%; de mediane $TL_{\max}(N)$ daalde met 8%.

Voor ieder proefvlak werd ook een OPS-tijdreeks afgeleid uit de EMEP-tijdreeksen op basis van de verhouding tussen de EMEP- en OPS-deposities in de periode 1995-2005 (zie 5.3.2). Het gebruik van deze OPS-tijdreeksen (scenario 52) verhoogde de mediane streeflast (2050) voor S met 20% en voor verzurende N met 12%. Het effect van de keuze voor OPS- versus EMEP-depositietijdreeksen op de mediane streeflasten was kleiner dan verwacht kon worden op basis van deel 5.3.2 (bv. Fig. 5.15). Het gebruik van OPS-tijdreeksen verhoogde de streeflasten wel sterk voor een tiental proefvlakken; hierdoor was het 95^{ste} percentiel van $TL_{\max}(N)$ hoger dan $8000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ (Fig. 6.33). Dit wordt ook geïllustreerd met de individuele streeflasten voor de 83 proefvlakken in Fig. 6.34.

6.4.3. Chemisch criterium

De bovenstaande resultaten voor het effect van verzuring werden telkens bepaald op basis van een molair Al:Bc-criterium met een kritische waarde gelijk aan 1 (mol mol^{-1}). Hoewel dit de standaardwaarde is voor dit criterium, wordt in sommige regio's of voor sommige boomsoorten een lagere, strengere waarde gehanteerd, zoals Al:Bc = 0.5 (scenario 53).

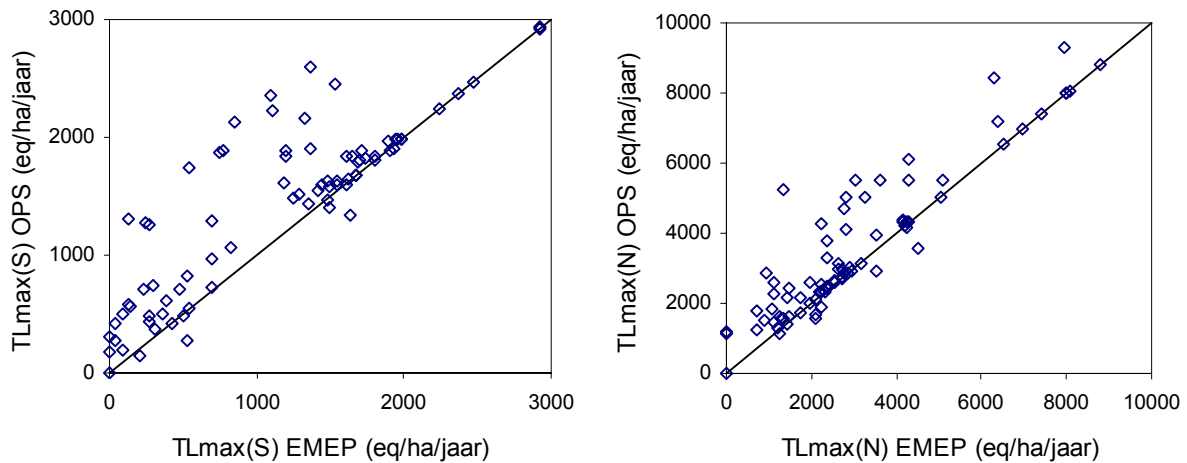


Fig. 6.34. Streeflast voor S en verzurende N voor doeljaar 2050 berekend met N- en S-depositietijdreeksen volgens EMEP (referentie) en met herschaalde tijdreeksen op basis van deposities volgens het OPS-model (scenario 52).

Deze keuze zorgde voor sterk verlaagde kritische lasten, met een reductie van 35% voor $CL_{\max}(S)$. Zoals in deze gevoeligheidsanalyse ook voor andere variabelen het geval was, had een verlaagd Al:Bc-criterium bovendien meer effect op de streeflasten dan op de kritische lasten voor verzuring (Fig. 6.28, Tabel 6.11, Fig. 6.33).

We probeerden ook het meest conservatieve criterium voor verzuring ($ANC_{le,crit} = 0$), maar dit leidde tot foutmeldingen in *VSD Access*. Als alternatief werd daarom een erg strenge Al:Bc-verhouding getest, namelijk met een kritische waarde van 0.1 (scenario 54). Dit komt overeen met een zeer lage aanvaardbare uitspoeling van ANC. Voor 70% van de 83 punten was het echter niet mogelijk om te voldoen aan het criterium $Al:Bc = 0.1$ tegen 2050, zodat de mediane streeflast voor N en S gelijk was aan nul voor scenario 54 (Tabel 6.11, Fig. 6.33). Ook voor doeljaar 2100 was het criterium $Al:Bc = 0.5$ niet haalbaar voor 50% van de punten. Dit betekent met andere woorden dat volgens het VSD-model in de helft van de proefvlakken ook in 2100 nog een aanzienlijke uitspoeling van ANC zal plaatsvinden, zelfs wanneer de N- en S-depositie tussen 2010 en 2020 tot nul zou herleid worden.

6.5. Overschrijdingen

Tenslotte stellen we de overschrijdingen van de kritische- en streeflasten voor. Eenvoudigheidshalve worden de overschrijdingen enkel getoond voor de streeflastpunten ($n = 83$) en niet voor alle kritische lastpunten ($n = 1438$). Overschrijdingen zijn afhankelijk van de gebruikte N- en S-deposities. De overschrijdingen werden in de eerste plaats berekend met de EMEP-deposities ($50 \times 50 \text{ km}^2$ rooster) voor het jaar 2010. Voor het OPS-model zijn er gegevens beschikbaar tot 2004. Om het effect van jaar-tot-jaar depositievariaties te beperken, gebruikten we de gemiddelde OPS-depositie per proefvlak voor de periode 2002-2004.

6.5.1. Overschrijding van kritische lasten voor nutriëntstikstof

Voor nutriëntstikstof is de overschrijding (*exceedance*, Ex) van de kritische last ($CL_{nut}(N)$) gelijk aan het verschil tussen de N-depositie en $CL_{nut}(N)$. Deze $CL_{nut}(N)$ - met als criterium $NO_{3le,acc} = 100 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ - wordt in alle receptoren overschreden. De overschrijding van

$CL_{\text{nut}}(\text{N})$ door de verwachte N-depositie volgens EMEP in 2010 varieerde van 916 tot 2973 eq ha⁻¹ jaar⁻¹, met een mediaan van 1878 eq ha⁻¹ jaar⁻¹. De overschrijding volgens EMEP is voor 82% van de receptoren hoger dan 1500 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Tabel 6.12).

Tabel 6.12. Aantal receptorpunten per klasse voor de overschrijding van de kritische last voor nutriëntstikstof (Ex $CL_{\text{nut}}(\text{N})$, eq ha⁻¹ jaar⁻¹), gebaseerd op de N-depositie volgens EMEP verwacht voor het jaar 2010 en volgens OPS voor 2002-2004.

Ex $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ (eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	Receptorpunten			
	EMEP-depositie 2010		OPS-depositie 2002-2004	
	Aantal	%	Aantal	%
0 - 500	0	0	0	0
500 - 1000	2	2	2	2
1000 - 1500	13	16	19	23
1500 - 2000	37	45	24	29
2000 - 2500	29	35	11	13
2500 - 3000	2	2	11	13
> 3000	0	0	16	19
Totaal	83	100	83	100

De overschrijding van $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ volgens de OPS-depositie in 2002-2004 varieert van 811 tot 5204 eq ha⁻¹ jaar⁻¹, met een mediaan van 1928 eq ha⁻¹ jaar⁻¹. Doordat de N-depositie volgens het OPS-model voor een aantal proefvlakken (veel) hoger ligt dan volgens het EMEP-model, worden hogere overschrijdingen van $CL_{\text{nut}}(\text{N})$ berekend met de OPS-depositie (Tabel 6.12).

6.5.2. Overschrijding van kritische- en streeflastfuncties voor verzuring

Voor de kritische- of streeflastfuncties voor verzuring hangt de overschrijding af van zowel de N- als de S-depositie. De overschrijding van de lastfunctie door een depositiepaar (N_{dep} , S_{dep}) wordt dan gedefinieerd als de kleinst mogelijke som van de reducties van de N- en S-depositie waarbij de kritische- of streeflastfunctie bereikt wordt. Naargelang de ligging van het depositiepaar t.o.v. de lastfunctie kunnen hierbij vijf gevallen worden onderscheiden (Fig. 6.35):

- Geval 0: wanneer de combinatie van de N- en S-depositie op of onder de kritische- of streeflastfunctie ligt (grijs aangeduid in Fig. 6.35), is er geen overschrijding. Omdat een negatieve overschrijding weinig relevant is, wordt de overschrijding dan gelijkgesteld aan nul (UBA, 2004).
- Geval 1: wanneer de N- en S-depositie zich in gebied 1 bevindt, wordt de overschrijding gegeven door de som van de N- en S-reducties die nodig zijn om het punt Z1 te bereiken.
- Geval 2: als de depositie in gebied 2 ligt, wordt de overschrijding gegeven door de som van de overschrijding voor N en voor S ($ExS + ExN$) t.o.v. punt Z2 (met de lijn E2-Z2 loodrecht op de lastfunctie als kortst mogelijk reductie-afstand).
- Geval 3: de overschrijding van een depositiepaar in gebied 3 wordt gedefinieerd als de som van de N- en S-depositiereductie nodig om punt Z3 te bereiken.
- Geval 4: voor een depositiepaar in gebied 4 is de overschrijding eenvoudigweg gelijk aan het verschil tussen de S-depositie en de kritische- of streeflast voor S.

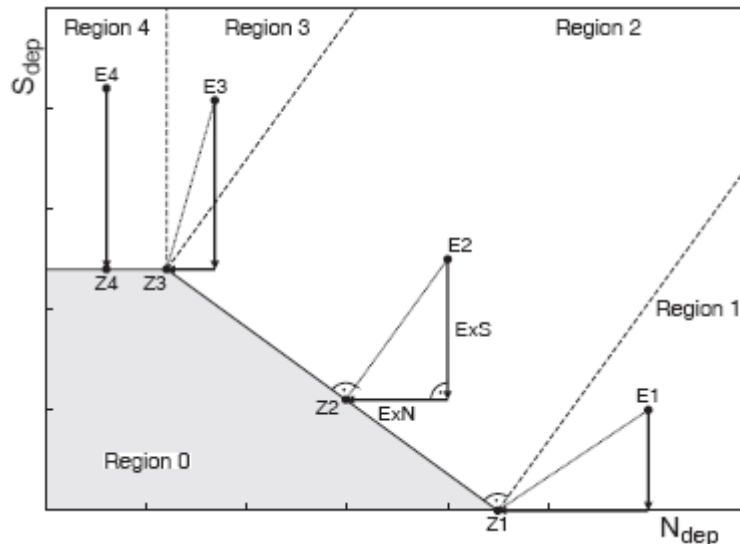


Fig. 6.35. Mogelijke gevallen bij het berekenen van de overschrijding van een kritische last- of streeflastfunctie voor verzuring. Bron: UBA, 2004.

Omdat streeflastfuncties afhangen van de gebruikte depositietijdreeksen, berekenden we (i) de overschrijding van de EMEP-streeflastfuncties door de verwachte EMEP-deposities in 2010, en (ii) de overschrijding van de OPS-streeflastfuncties door de OPS-deposities in 2002-2004.

6.5.2.1. Overschrijdingen volgens EMEP

We bespreken eerst de overschrijding van de streeflastfuncties bepaald op basis van EMEP-depositiereeksen (i.e. de resultaten vermeld in deel 6.3) door de verwachte N- en S-deposities volgens EMEP voor het jaar 2010. Deze overschrijding stemt overeen met de bijkomende depositiereductie t.o.v. de afspraken van het Göteborgprotocol die nodig is om het criterium voor verzuring te respecteren vanaf een gekozen doeljaar.

Fig. 6.36 illustreert de overschrijding van de EMEP-streeflastfuncties voor de drie doeljaren in relatie tot de overschrijding van de kritische lastfuncties voor verzuring. Uit de resultaten uit deel 6.3 (bv. Fig. 6.23) bleek dat de streeflastfuncties hoger liggen - en dus minder streng zijn - naarmate het doeljaar verder af ligt. Als gevolg hiervan zijn de overschrijdingen kleiner voor het doeljaar 2100 dan voor 2050 of 2030 (Fig. 6.36). Analoog is de overschrijding van de (lange termijn) kritische lastfuncties altijd kleiner dan de overschrijding van de streeflastfuncties.

Voor het doeljaar 2030 worden de EMEP-streeflastfuncties in negen van de 83 streeflastpunten niet overschreden door de voor 2010 verwachte EMEP-deposities (Tabel 6.13). Dit aantal is per definitie gelijk aan het aantal punten met als status voor dynamische modellering 'OK in 2010' of 'OK in doeljaar 2030' (zie 6.3.1, status 1 en 2 in Tabel 6.6). In de 74 overige receptoren (89%) (Tabel 6.13) is de verwachte N- en S-depositie in 2010 dus wel hoger dan de depositie waarbij het criterium verzuring gerespecteerd wordt vanaf 2030. Voor 21 van de 74 punten met overschrijding (of 25% van het totaal aantal van 83 punten) is enkel de N-depositie te hoog (gebied 1 in Fig. 6.35). In de meerderheid van de punten met overschrijding (39 + 14 op 74, of 64% van het totaal) liggen echter zowel de N- als de S-depositie te hoog (gebieden 2 en 3 in Fig. 6.35). Voor elk van deze 74 punten werd de overschrijding berekend

zoals geïllustreerd in Fig. 6.35. Met de overschrijding voor de negen overige punten gelijkgesteld aan nul, is de mediane overschrijding voor doeljaar 2030 gelijk aan 1953 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Tabel 6.13).

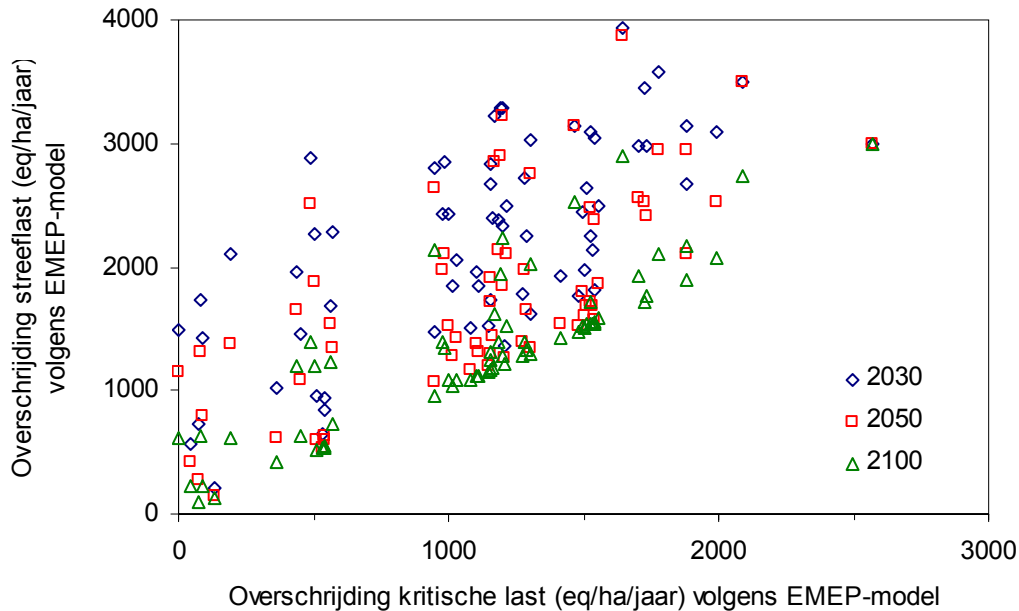


Fig. 6.36. Overschrijding van streeflastfuncties voor verzuring (gebaseerd op EMEP-depositietijdreeksen) voor de doeljaren 2030, 2050 en 2100 door de verwachte EMEP-depositie in 2010 in relatie tot de overschrijding van kritische lastfuncties voor verzuring (n = 67).

Tabel 6.13. Overschrijding van de kritische lastfuncties (CLF) en streeflastfuncties (TLF) voor verzuring voor drie doeljaren op basis van het EMEP-model (N- en S-deposities voor 2010) en van het OPS-model (deposities voor 2002-2004): aantal punten per overschrijdingsgebied (cf. Fig. 6.35) en mediane overschrijding (eq ha⁻¹ jaar⁻¹).

Overschrijding	Gebied	EMEP (2010)				OPS (2002-2004)			
		TLF			CLF	TLF			CLF
		2030	2050	2100		2030	2050	2100	
Aantal punten									
Geen	0	9	10	13	16	16	16	16	16
Wel	1-4	74	73	70	67	67	67	67	67
	1	21	20	5	2	29	25	16	14
	2	39	50	64	65	35	41	50	53
	3	14	3	1	0	3	1	1	0
	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal	0-4	83	83	83	83	83	83	83	83
Mediaan									
(eq ha ⁻¹ jaar ⁻¹)	0-4	1953	1443	1202	1085	1095	893	858	835

Voor het doeljaar 2050 worden de EMEP-streeflastfuncties in 88% van de punten (73 op 83) overschreden door de in 2010 verwachte EMEP-deposities (Tabel 6.13). Hoewel het aantal punten waarin overschrijding plaatsvindt nauwelijks vermindert als het criterium voor

verzuring pas vanaf 2050 i.p.v. 2030 dient gerespecteerd te worden, daalt de mediane overschrijding in deze punten wel gevoelig voor een verder afgelegen doeljaar (1443 i.p.v. 1953 eq ha⁻¹ jaar⁻¹). Uit Tabel 6.13 blijkt dat er zich meer depositieparen in het 2^e overschrijdingsgebied bevinden t.o.v. de streeflastfuncties (cf. Fig. 6.35) voor het doeljaar 2050 dan t.o.v. de streeflastfuncties voor 2030 (50 i.p.v. 39 punten). De reden hiervoor is dat voor een verder afgelegen doeljaar de streeflast voor S sterker toeneemt (minder streng is) dan de streeflast voor verzurende N (zie deel 6.3, bv. Fig. 6.23).

Wanneer het criterium voor verzuring pas vanaf 2100 dient gerespecteerd te worden, is een depositiereductie t.o.v. de verwachte EMEP-2010 depositie nodig in 84% van de receptoren (70 op 83) (Tabel 6.13). De mediane overschrijding van de streeflastfuncties voor 2100 (met de overschrijding gelijk aan nul in de resterende 13 punten) bedraagt 1202 eq ha⁻¹ jaar⁻¹. In nagenoeg al deze punten (64 van de 70, of 77% van het totaal van 83 punten) is zowel een N- als S-depositiereductie noodzakelijk om aan het verzuringscriterium te voldoen vanaf 2010. De kritische lastfunctie voor verzuring definieert de aanvaardbare depositie waaronder het criterium voor verzuring bereikt kan worden op een (onbepaald) tijdstip. Voor 81% van de receptoren (67 op 83) zal dit pas het geval zijn na 2100, mits een mediane reductie van de N- en S-deposities van 1085 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ t.o.v. de verwachte EMEP-deposities voor 2010 (Tabel 6.13).

De overschrijdingen kunnen ook uitgedrukt worden i.f.v. het bos- en bodemtype (Tabel 6.14, Fig. 6.37). Doordat de EMEP-depositie relatief weinig varieert tussen de verschillende 50 x 50 km² roosterzellen in Vlaanderen, wordt de overschrijding van de streeflastfuncties door de EMEP-depositie vooral bepaald door de streeflastfuncties. Loofbossen op zandige bodems hebben de laagste streeflasten, i.e. zijn het gevoeligst voor verzuring, en hebben bijgevolg de hoogste overschrijdingen (Fig. 6.37, boven). Voor loofbos op zandige bodems is de mediane overschrijding van de EMEP-streeflast voor 2030 door de EMEP-2010-depositie gelijk aan 2982 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ (Tabel 6.14), terwijl dat voor 2050 (Fig. 6.37) en 2100 respectievelijk 2412 en 1624 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ is. Ook de EMEP-2010 deposities voor naalddhout op zandige bodems liggen veel hoger dan de streef- en kritische lasten voor verzuring (Fig. 6.37, Tabel 6.14).

Tabel 6.14. Overschrijding van de kritische lastfuncties (CLF) en streeflastfuncties (TLF) voor verzuring voor drie doeljaren op basis van het EMEP-model (N- en S-deposities voor 2010) en van het OPS-model (deposities voor 2002-2004): mediane overschrijding (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) volgens het bos- en bodemtype.

Bos-bodemtype	n	EMEP (2010)				OPS (2002-2004)			
		TLF			CLF	TLF			CLF
		2030	2050	2100		2030	2050	2100	
Loofhout									
Zandig (Z + S)	25	2982	2412	1624	1202	3073	2535	1927	1823
Lemig (P + L + A)	22	1456	945	366	79	87	87	87	87
Kleiig (E + U)	7	394	224	0	0	197	34	34	33
Veen	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Totaal	56	2030	1485	1173	754	1205	953	876	857
Naalddhout									
Zandig (Z + S)	27	1935	1421	1299	1273	1088	840	793	795
Totaal	83	1953	1443	1202	1085	1095	893	858	835

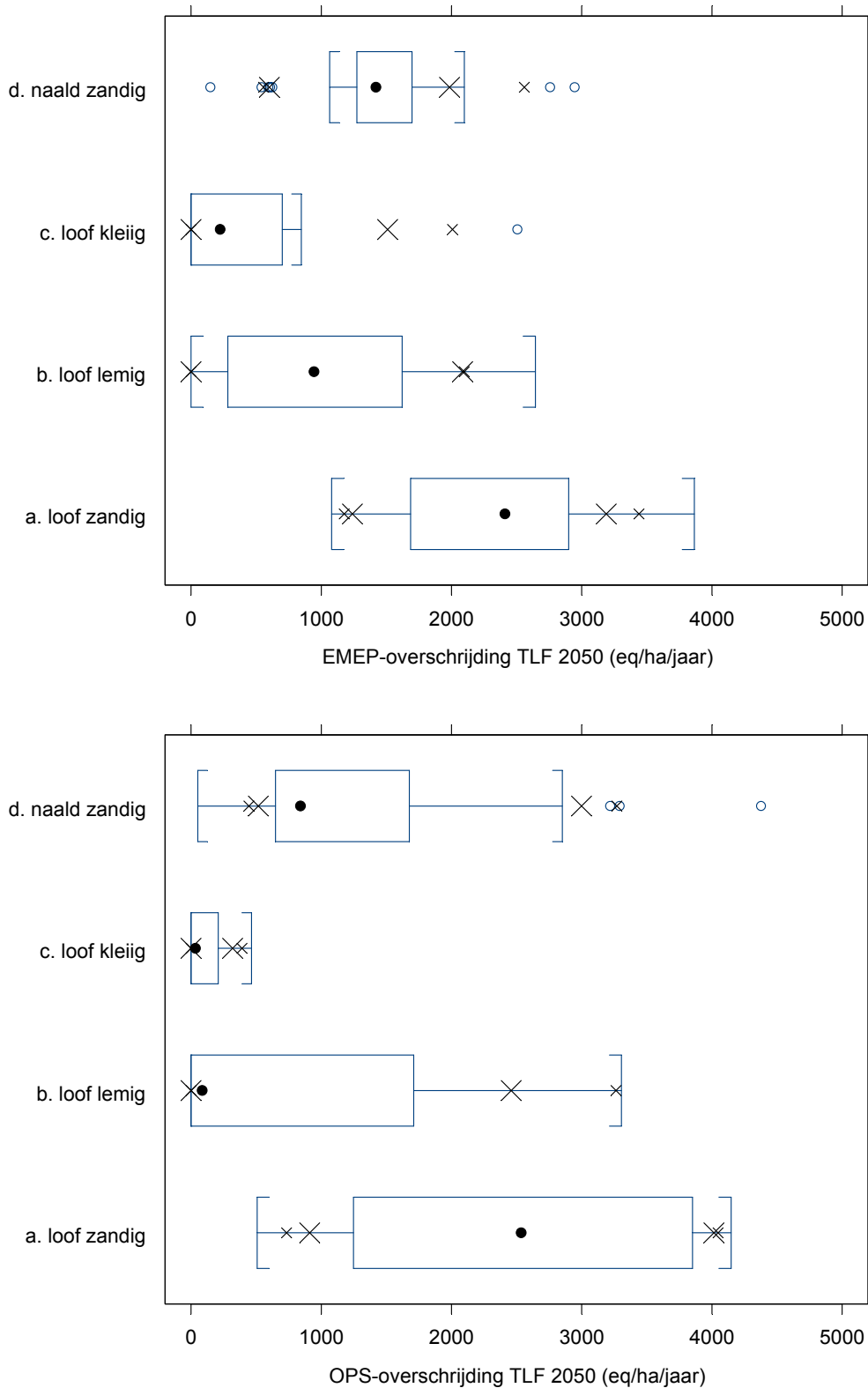


Fig. 6.37. Boxplots van de overschrijding van streeflastfuncties voor verzuring (TLF) voor het doeljaar 2050 op basis van het EMEP-model (N- en S-deposities voor het jaar 2010) (boven) en het OPS-model (deposities voor 2002-2004) (onder) volgens bos- en bodemtype ($n = 83$) (de resultaten voor venige bodems zijn weggelaten omdat $n = 2$) (legende boxplot zie Fig. 6.14).

Voor loofhout op lemige bodems is er maar een beperkte mediane overschrijding van de *kritische last* voor verzuring ($79 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$, Tabel 6.14). Om het criterium voor verzuring binnen de komende decennia te respecteren zijn echter wel relatief hoge depositiereducties noodzakelijk (bv. $945 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ met 2050 als doeljaar) (Tabel 6.14, Fig. 6.37). Loofhout op kleiige bodems is minder gevoelig voor verzuring, waardoor de streef- en kritische lasten hoger zijn en de overschrijdingen bij een gegeven depositie lager zijn. In de twee loofhoutproefvlakken op venige bodems is er geen overschrijding van de lasten voor verzuring door de hoge aangenomen waarden voor de minerale verwerkingssnelheid.

De ruimtelijke verdeling van de overschrijding van de streeflasten wordt tenslotte bij wijze van voorbeeld getoond voor het doeljaar 2050 (Fig. 6.38). De indeling in klassen is hetzelfde als bij de kritische lasten voor S (Fig. 6.19) en streeflasten voor S voor 2050 (Fig. 6.27), maar met een inverse kleurcodering: punten met hoge overschrijding van de streeflast zijn in rood aangegeven, terwijl blauw wijst op een lage overschrijding. In tien loofhoutreceptoren op leem, klei of veen werd de streeflastfunctie voor 2050 niet overschreden ($Ex = 0$ in Fig. 6.38).

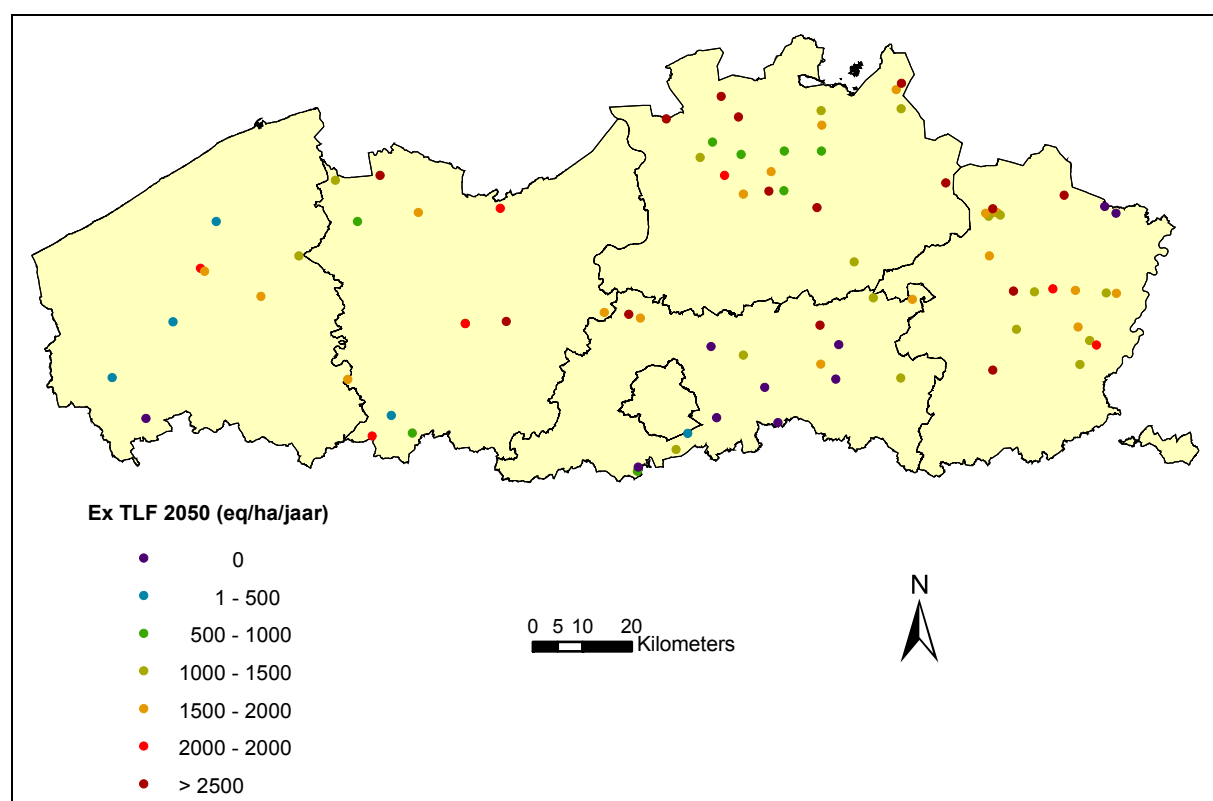


Fig. 6.38. Overschrijding van de EMEP-streeflastfuncties voor verzuring ($Ex \text{ TLF}$, $\text{eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$) voor het doeljaar 2050 door de verwachte EMEP-deposities in het jaar 2010. In tien van de 83 receptoren werd de streeflastfunctie niet overschreden ($Ex = 0$).

6.5.2.2. Overschrijdingen volgens OPS

Tenslotte bespreken we de overschrijding van de streeflastfuncties bepaald op basis van de herschaalde OPS-depositietijdreeksen (scenario 52 in de gevoeligheidsanalyse, zie 6.4.2.4) door de N- en S-deposities volgens het OPS-model voor de periode 2002-2004. Deze overschrijding is gelijk aan de vereiste reductie t.o.v. het actuele depositieniveau (volgens het OPS-model) om het criterium verzuring te respecteren vanaf een gekozen doeljaar.

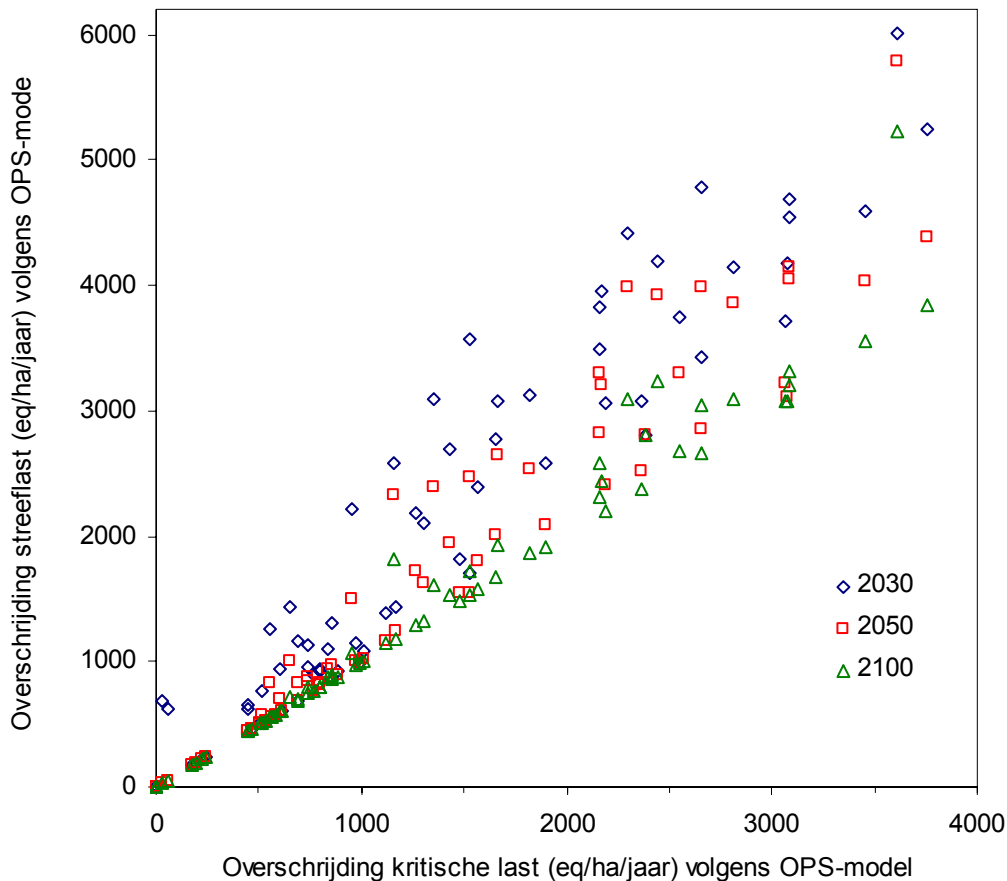


Fig. 6.39. Overschrijding van streeflastfuncties voor verzuring (gebaseerd op OPS-depositietijdreeksen) voor de doeljaren 2030, 2050 en 2100 door de OPS-depositie in 2002-2004 in relatie tot de overschrijding van kritische lastfuncties voor verzuring ($n = 67$).

De resultaten voor de OPS-overschrijding in de 83 afzonderlijke proefvlakken worden getoond in Fig. 6.39. Merk op dat de Y-as tot $6000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ i.p.v. tot $4000 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ voor de EMEP-overschrijding (Fig. 6.36). De overschrijdingen volgens het OPS- en EMEP-model kunnen op directe wijze vergeleken worden in Tabel 6.13, Tabel 6.14 en Fig. 6.37.

De mediane overschrijding van de kritische last- en streeflastfuncties voor verzuring volgens het OPS-model is kleiner dan de mediane overschrijding volgens het EMEP-model (Tabel 6.13). Niettemin zijn er voor een aantal proefvlakken hogere overschrijdingen volgens OPS dan volgens EMEP (Fig. 6.37). Uit Fig. 6.37 blijkt ook dat de variatie in OPS-overschrijding groter is dan de variatie in de EMEP-overschrijding; de mediane waarden geven hierdoor maar een beperkt beeld van de overschrijding. De reden voor deze grotere variatie in de OPS-overschrijdingen is de hogere ruimtelijke heterogeniteit van de N- en S-deposities volgens het OPS-model, berekend op basis van gemeentelijke emissiedata, dan volgens het EMEP-model, met als schaal een $50 \times 50 \text{ km}^2$ rooster.

7. Eindbespreking en mogelijkheden voor verder onderzoek

7.1. Kritische lasten en streeflasten voor verzuring voor bos

In deze studie werd het *Very Simple Dynamic* (VSD) model gebruikt om kritische lasten en streeflasten voor verzuring te berekenen via een vereenvoudigde modellering van de zuurbalans in Vlaamse bossen. Kritische lasten gaan uit van een statische massabalans, en zijn daarom enkel geldig voor een hypothetische steady-state situatie waarbij een ecosysteem in evenwicht is met het niveau van de atmosferische depositie. In dat opzicht zijn streeflasten een belangrijke vooruitgang t.o.v. kritische lasten omdat streeflasten wel buffermechanismen in rekening brengen die de chemische respons van bosbodems op depositieveranderingen kunnen beïnvloeden.

Streeflasten hebben echter ook hun beperkingen. De dynamische modellering van streeflasten gebeurt in het kader van de Conventie over grensoverschrijdende luchtverontreiniging (LRTAP). Net zoals kritische lasten is het voornaamste doel van streeflasten dus om een basis te bieden voor effect-gebaseerde onderhandelingen over emissiereducties in Europa. Dit houdt in dat de gebruikte dynamische modellen compatibel dienen te zijn met de *steady-state* modellen waarmee kritische lasten worden berekend, waardoor bepaalde vereenvoudigingen overgenomen worden. Bovendien dienen streeflasten bepaald te worden voor een voldoende groot aantal locaties om representatieve resultaten te bekomen. De vereiste gegevens zijn vaak echter niet of weinig nauwkeurig gekend op een regionaal niveau. Om het interpoleren van bodemgegevens zoveel mogelijk te vermijden, werden de streeflasten in de huidige studie bepaald voor een deelverzameling van de receptoren uit een eerder uitgevoerde studie naar kritische lasten voor bos (Langouche *et al.*, 2001). Dit maakte het mogelijk om voor een aantal bodemparameters gebruik te maken van metingen. Net zoals in Langouche *et al.* (2001) was het echter ook nodig om gegevens af te leiden uit interpolaties, transferfuncties of de beschikbare literatuur.

Uit de gevoeligheidsanalyse van het VSD-model bleek dat de meeste invoervariabelen weinig effect hadden op de berekende streeflasten. De streeflasten werden wel sterk beïnvloed door de lange-termijn aan- en afvoerfluxen van basische kationen, i.e. de atmosferische depositie, minerale verwerkingssnelheid en netto-groeiopname door de houtachtige biomassa:

- Voor de depositie van basische kationen werd gebruik gemaakt van metingen in vijf Vlaamse Level II bestanden (periode 2000-2004) omdat de Europese gemodelleerde gegevens (Van Loon *et al.*, 2005) als minder betrouwbaar beschouwd werden. Deze depositie van basische kationen werd in het VSD-model constant verondersteld voor de volledige simulatieperiode (1880-2100), hoewel dit waarschijnlijk niet correct is. Het gebruik van tijdreeksen voor de basische kationen depositie (bv. Tipping *et al.*, 2006) is daarom een erg wenselijke uitbreiding van het VSD-model. Dit is in Vlaanderen vooral relevant voor de depositie van Ca^{2+} , aangezien de depositie van K^+ en Mg^{2+} minder hoog is en waarschijnlijk ook minder varieert in de loop van decennia.
- Net zoals bij de vorige kritische lastenstudies in Vlaanderen (Langouche *et al.*, 2001; Meykens en Vereecken, 2001) werd de minerale verwerkingssnelheid in het huidige onderzoek afgeleid uit de bodemtextuur. Een correctere methode om minerale verwerking te bepalen zou echter gebaseerd moeten zijn op de mineralogische bodemsamenstelling. Hoewel dergelijke gegevens bestaan voor Vlaamse bosbodems (De Coninck en Van Ranst, 1997; Van Ranst *et al.*, 2002), kunnen hieruit nog geen verwerkingssnelheden worden afgeleid. Het valideren en regionaal toepassen van een specifiek verwerkingsmodel gebaseerd op de bodemmineralogie zou dan ook erg relevant zijn.

- De opname van kationen in het stamhout werd bepaald op basis van beschikbare literatuurgegevens. Door het gebruik van gemiddelde nutriëntengehaltes per boomsoort wordt geen rekening gehouden met de mogelijke verschillen in opname naargelang de voedingstoestand van de bodem. In de toekomst zullen meer specifieke gegevens afgeleid kunnen worden door analyse van de dunningsproducten van Level II proefvlakken.

De gevoeligheidsanalyse toonde verder ook aan dat de veronderstelde relatie tussen de aluminium- en protonenconcentratie in het bodemwater een grote invloed had op de berekende streeflastfuncties, veel meer dan het geval was voor de statische kritische lastfuncties voor verzuring. Ook meer geavanceerde dynamische modellen gebruiken een dergelijke relatie bij het simuleren van Al en de pH van de bodemoplossing. Een mogelijke verbetering t.o.v. VSD-model is het in rekening brengen van de complexatie van Al met opgelost organisch materiaal, zoals in SMART en MAGIC (zie 4.1). Met deze modellen zou ook de adsorptie en desorptie van sulfaat kunnen gesimuleerd worden, wat niet het geval is met het VSD-model.

Een cruciale factor bij zowel kritische last- als streeflastfuncties is het gebruikte criterium voor verzuring. In deze studie werd gekozen voor het Al:Bc-criterium met kritische waarde 1 om functies te berekenen met het oog op de bescherming van haarwortels tegen de nadelige gevolgen van Al-toxiciteit. Hoewel er bezwaren zijn tegen een dergelijk Al:Bc-criterium (bv. Løkke *et al.*, 1996; Göransson en Eldhuset, 2001; Graf Pannatier *et al.*, 2004), laat dit criterium het best toe om kritische last- en streeflastfuncties te bepalen die vergeleken kunnen worden met de resultaten van andere Europese landen.

In vergelijking met kritische lasten voor verzuring houden de streeflasten volgens het VSD-model ook rekening met de uitwisseling van kationen tussen de bodem en de bodemoplossing en met de vastlegging van N in de strooisellaag en de bovenste bodemlaag:

- De kationenuitwisseling werd in deze studie gesimuleerd met de Gapon-vergelijkingen, omdat dit volgens Nederlands onderzoek (de Vries en Posch, 2003) betere resultaten zou geven (vooral voor zandige bodems). Het gebruik van het alternatieve Gaines-Thomas-uitwisselingsmodel leidde echter tot 30% lagere mediane streeflasten voor verzuring (doeljaar 2050). Toekomstig onderzoek kan uitwijzen welk van beide modellen het best geschikt is om de kationenuitwisseling in Vlaamse (bos)bodems te beschrijven.
- De tijdsafhankelijke immobilisatie van N in de bodem is gebaseerd op Europese meta-analyses van nitraatuitspoeling onder (naald)bos. Uit de simulatie voor vijf individuele Level II proefvlakken bleek echter dat geen zinvolle initiële C/N-verhouding (voor het jaar 1880) kon afgeleid worden voor de twee naaldhoutbestanden. Algemeen bleek dat in elf van de 83 proefvlakken de gemeten C/N-verhouding (2004) van de strooisellaag en bovenste bodemlaag hoger was dan 30. Dit contrasteert met de verwachte afname van de C/N-ratio door de langdurig verhoogde N-depositie op Vlaamse bossen. Specifiek onderzoek naar N-bodemprocessen is nodig om het inzicht te verhogen in de uiteindelijke bestemming van de antropogene N-aanvoer (netto-groeiopname, biotische of abiotische N-immobilisatie, denitrificatie, uitspoeling onder de wortelzone, ..).

In deze studie werd ook de overeenstemming nagegaan tussen de gemeten en door het VSD-model gesimuleerde ionenconcentraties in het bodemwater van vijf proefvlakken. Deze overeenkomst was sterk afhankelijk van het beschouwde element; zo werd de Al-concentratie algemeen vrij goed voorspeld door het VSD-model, in tegenstelling tot bv. de afnemende NO₃⁻-concentratie. De ionenconcentraties in het bodemwater zouden waarschijnlijk beter

gesimuleerd kunnen worden met beter aangepaste historische (depositie)gegevens en meerlagige ecosysteemmodellen. Het VSD-model werd ontwikkeld als de meest eenvoudige uitbreiding van de statische massabalans om streeflasten te berekenen. Dit verschilt van andere modellen (bv. MAGIC, ForSAFE) die ontwikkeld werden om voorspellingen te doen op het niveau van één enkel proefvlak, maar ook toelaten om streeflasten te bepalen.

Bij de berekening van streeflasten werden voor de N- en S-deposities zowel Europese EMEP-tijdreeksen als regionale OPS-gegevens gebruikt. De N- en S-deposities volgens het OPS-model lagen gemiddeld respectievelijk 10% hoger en 40% lager dan de EMEP-deposities, wat resulteerde in 20% hogere (minder strenge) mediane streeflasten voor S (doeljaar 2050). Bij de OPS-deposities werd geen rekening gehouden met de mogelijk verhoogde depositie in naaldhout- t.o.v. loofhoutbestanden en in bosranden. De meest wenselijke manier om in de toekomst met dergelijke depositie-variëaties rekening te houden is door de ruwheidslengte in het OPS-model te bepalen met een hoge ruimtelijke resolutie (bv. 100 x 100 m²).

Tenslotte merken we nog op dat klimaatparameters constant verondersteld werden bij het bepalen van streeflasten. Een volgende stap bij het simuleren van bodemverzuring o.i.v. atmosferische depositie zou er in kunnen bestaan om ook het effect van mogelijke klimaatveranderingen in rekening te brengen. Wijzigingen in de grootte-orde en/of de seizoenale variatie van neerslag, temperatuur en het atmosferisch CO₂-gehalte kunnen uiteenlopende processen (fotosynthese, decompositie, evapotranspiratie, bodememissies, ...) beïnvloeden, en bijgevolg de nutriëntencyclus in bosesystemen wijzigen. Er zou dan ook een 'standaard' klimaatscenario van het *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) kunnen gebruikt worden voor streeflastberekeningen. Dit is zeker zinvol wanneer een meer geavanceerd ecosysteemmodel gebruikt wordt dan VSD.

7.2. Streeflasten voor verzuring voor heide en grasland

Dynamische modellering van verzuring voor de berekening van streeflasten wordt in Europa overwegend uitgevoerd voor bos (Denemarken, Frankrijk, Ierland, Nederland, Oostenrijk, Polen, Tsjechië, Zweden en Zwitserland). Resultaten voor niet-bos terrestrische ecosystemen worden tot nu toe enkel gerapporteerd door Denemarken, Frankrijk en Ierland (Posch *et al.*, 2005).

Om *streeflasten* te berekenen voor heide en grasland zijn analoge gegevens nodig als voor bos, zoals samengevat in deel 5.7 (Tabel 5.20 tot Tabel 5.22). Deze gegevens werden al deels bepaald door Meykens en Vereecken (2001) om *kritische lasten* te bepalen voor heide en grasland. Hierbij werd gebruik gemaakt van de bodemdatabank Aardewerk (Van Orshoven en Maes, 1987), die de gegevens bevat van de nationale bodemkarteringscampagne (1947-1965). Tabel 7.1 geeft aan welke parameters bijkomend nodig zijn om streeflasten te bepalen voor heide en grasland volgens de meest recente ICP-handleiding (UBA, 2004), en dit in vergelijking met de studie van Meykens en Vereecken (2001).

In de eerste plaats werd de statische massabalans uitgebreid met bicarbonaat en organische zuren, waardoor drie bijkomende parameters nodig zijn. Zeker in venige gebieden, met een hoog organische stofgehalte in de bodemoplossing, is het belangrijk rekening te houden met de dissociatie van organische zuren (Evans en Reynolds, 2003). Voor bicarbonaat en organische zuren zouden eventueel gemiddelde literatuurwaarden per ecosysteemtype kunnen gebruikt worden (Tabel 7.1).

Tabel 7.1: Vereiste bijkomende gegevens om streeflasten voor verzuring te bepalen voor heide en grasland t.o.v. de kritische lasten studie van Meykens en Vereecken (2001).

Parameter	Symbool	Mogelijke bron
Uitbreiding statische massabalans		
Concentratie dissocieerbare organische anionen	$m \cdot \text{DOC}$	Literatuur
Dissociatieconstante organische anionen	pK_1	Literatuur
Factor partiele CO_2 -druk in de bodem	$p\text{CO}_2$	Literatuur
Dynamische modellering		
Totale depositie van stikstof	N_{dep}	EMEP
Totale depositie van zwavel	S_{dep}	EMEP
Totale depositie van natrium	Na_{dep}	EMEP / VMM * factor
Totale depositie van chloride	Cl_{dep}	EMEP / VMM * factor
Kationenuitwisselingscapaciteit (bij pH 6.5)	CEC	Aardewerk
Basenverzadiging (bij pH 6.5)	E_{Bc}	?
Kationenuitwisselingsmodel		(Gapon / Gaines-Thomas)
Koolstofvoorraad bovenste bodemlaag	C_{topsoil}	Aardewerk
C/N-verhouding bovenste bodemlaag	$\text{CN}_{\text{topsoil}}$?
Maximale C/N-verhouding	CN_{max}	Literatuur
Minimale C/N-verhouding	CN_{min}	Literatuur
Bulkdichtheid	ρ	Literatuur
Bodemvochtgehalte	θ	via textuur uit Aardewerk

Voor alle receptoren zijn ook depositiegegevens nodig. Voor N en S kunnen (niet-bos) depositietijdreeksen volgens het EMEP-model gebruikt worden. Voor Na^+ en Cl^- zou de som van droge en natte depositie kunnen geschat worden door de gemeten natte depositie (bv. van het VMM-depositiemeetnet) te vermenigvuldigen met een filterfactor, net zoals dit gebeurde voor Ca^{2+} , Mg^{2+} en K^+ in Meykens en Vereecken (2001).

De dynamische modellering van streeflasten vereist bodemgegevens om kationenuitwisseling en N-immobilisatie te simuleren (Tabel 7.1). Voor kationenuitwisseling gaat het - naast de keuze van het uitwisselingsmodel - om de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC) en basenverzadiging (E_{Bc}), omgezet naar pH 6.5 via bv. de bodem-pH en het kleigehalte. De tijdsafhankelijke N-immobilisatie wordt gesimuleerd via de C-hoeveelheid en C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag en (vaste) grenzen voor de C/N-verhouding. Aardewerk bevat voor elk ecosysteemtype (naar Meykens en Vereecken, 2001) voldoende gegevens voor de CEC en het C-gehalte in de bovenste bodemlaag, maar niet voor de E_{Bc} en de C/N-ratio (Tabel 7.2). Om het C-gehalte om te zetten naar de C-voorraad is - naast de laagdikte (beschikbaar in Aardewerk) - ook een (literatuur)waarde voor de bodemdichtheid nodig.

Tabel 7.2: Aantal punten per ecosysteemtype (Meykens en Vereecken, 2001) waarvoor in Aardewerk gegevens beschikbaar zijn over de kationenuitwisselingscapaciteit (CEC), basenverzadiging (E_{Bc}), het C-gehalte en de C/N-verhouding van de bovenste bodemlaag.

Ecosysteem	Punten	CEC	E_{Bc}	C-gehalte	C/N-ratio
<i>Graslanden</i>					
Zuur grasland	29	23	0	29	0
Kalkgrasland	4	4	0	4	0
Neutraal-zuur grasland	195	170	16	195	20
Cultuurgrasland (nulbemesting)	94	79	5	94	10
<i>Heidegebieden</i>					
Droge heide	37	17	0	37	1
Natte heide	3	2	0	3	0

Tenslotte dient ook het jaargemiddelde bodemvochtgehalte gekend te zijn. Deze parameter had in de huidige studie echter nauwelijks invloed op de streeflasten (zie 6.4.2.3), en zou geschat kunnen worden op basis van textuurgegevens (beschikbaar in Aardewerk).

Merk op dat het modelleren van de N-vastlegging in dynamische bodemmodellen uitsluitend gebaseerd is op de nitraatuitspoeling onder (naald)bos (zie 3.5.2), zodat de relevantie voor heide- en graslandecosystemen niet gegarandeerd is. In grasland is de gemeten C/N-ratio in Aardewerk (~ 10) meestal lager dan de VSD-standaardwaarde voor C/N_{\min} (= 15), zodat geen tijdsafhankelijke N-immobilisatie zal berekend worden.

Voor natte heide bestaat ook een recentere bodemdatabank dan Aardewerk. In 2005 nam het Instituut voor Natuurbehoud bodemstalen op 115 locaties met natte, vochtige of venige heide gelegen in 19 Vlaamse natuurgebieden (Tabel 7.3). Voor alle punten werden in de A-horizon o.a. de CEC en E_{Bc} , het C- en N-gehalte en de zuurtegraad (pH- H_2O , pH-KCl) bepaald. De textuur en profielontwikkeling werden op het terrein geschat. In combinatie met EMEP- of VMM-depositiedata (Bc) en literatuurwaarden voor minder belangrijke parameters zouden voor deze 115 heidelocaties dus streeflasten voor verzuring kunnen berekend worden.

Tabel 7.3: Gebieden en aantal punten (n) in natte, vochtige of venige heide waarvoor in de INBO-databank (NICHE-project) gegevens beschikbaar zijn voor de berekening van streeflasten (19 gebieden, 115 punten) (M. Hens, persoonlijke mededeling).

Gebied	n	Gebied	n
Abeek	1	Mechelse heide	11
Buitengoor	4	Middenlimburgs	1
Elsbroek	3	vijvergebied	
Groot Schietveld	3	Ronde Put	1
Gulke Putten	4	Snepkensvijver	3
Hageven	6	Den Teut	8
Houterenberg	6	Terlaemen	2
Kalmthoutse heide	5	Turnhouts vennengebied	5
Langdonken	1	Ziepbeekvallei	22
Liereman	12	Zwarte Beek	17

Naast de vermelde Aardewerk- en INBO-bodemdatabanken kunnen voor bepaalde natuurgebieden in Vlaanderen mogelijkwijs ook relevante gegevens beschikbaar zijn bij studie-bureaus of onderzoeksgroepen van universiteiten.

7.3. Kritische lasten en streeflasten voor nutriëntstikstof

De kritische lasten voor nutriëntstikstof met het oog op de bescherming van biodiversiteit werden berekend op basis van een maximaal aanvaardbare nitraatuitspoeling van $100 \text{ eq ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$ of $1.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ jaar}^{-1}$. Het is echter niet evident om wetenschappelijk onderbouwde uitspoelingsfluxen of -concentraties te bepalen met het oog op het voorkomen van vegetatiewijzigingen (zie ook deel 3.6.5). De N-concentratie van de bodemoplossing onder de wortelzone kan de N-beschikbaarheid voor planten immers onderschatten, zodat vegetatiewijzigingen al kunnen optreden voordat er een verhoogde N-uitspoeling plaatsvindt. Uit de CCE-workshop in 2006 (Staelens, 2006) bleek dat een mogelijke oplossing hiervoor ligt in

het gebruik van complexere, meerlagige bodemmodellen (ForSAFE-VEG; Sverdrup *et al.*, 2005; Belyazid *et al.*, 2006).

Beter onderbouwde kritische lasten voor nutriëntstikstof met het oog op vegetatiewijzigingen kunnen bepaald worden door het integreren van vegetatiemodellen met proces-geïntegreerde bodemmodellen. Tot nu worden hierbij voornamelijk statische, empirische vegetatiemodellen gebruikt (zie 2.3.2 en 3.6.5; de Vries *et al.*, 2006). Om dergelijke empirische relaties op te stellen tussen de soortendiversiteit van ecosystemen en de abiotische omstandigheden (zoals de bodem-pH, N-beschikbaarheid en het vochtgehalte) zijn voldoende locaties nodig waarvoor zowel bodem- als vegetatiegegevens beschikbaar zijn. Voor bv. natte heide zou hiervoor de hoger vermelde INBO-databank van het NICHE-project (Tabel 7.3) kunnen gebruikt worden. Voor bos werden tijdens de 1^e Vlaamse bosinventarisatie vegetatieopnames gemaakt in een systematisch 1 x 1 km meetnet (1281 proefvlakken) en bodemopnames in een 2 x 2 km meetnet (130 proefvlakken) (Afdeling Bos & Groen, 2001). Gelijkaardige metingen zijn ook gebeurd in een 40-tal proefvlakken van het INBO-bodemfaunameetnet. Dergelijke data zouden gebruikt kunnen worden om de boskruidvegetatie te relateren aan bodemkenmerken voor het bepalen van kritische limieten en lasten voor nutriëntstikstof.

Bij het bepalen van de impact van N op vegetatiewijzigingen kan ook meer aandacht besteed worden aan de vorm waarin de N-depositie plaatsvindt. Zo was de vergrassing door bochtige smele (*Deschampsia flexuosa*) in een fijnsparbestand in Zweden groter na de experimentele toediening van NO_3^- dan van NH_4^+ (Nordin *et al.*, 2006). De N-depositie die een bepaalde habitat kan tolereren zonder substantiële wijziging van de vegetatie kan dus afhangen van de verhouding tussen de depositie van geoxideerde en gereduceerde N. Deze benadering vereist wel een meer gedetailleerde simulatie van N-processen (N-mineralisatie, denitrificatie, ...) in bosbodems dan momenteel in het VSD-model gebeurt.

Samenvatting

Voor het bos- en natuurbeleid is het belangrijk te weten hoe hoog de atmosferische depositie van stikstof (N) en zwavel (S) mag zijn om nadelige gevolgen van verzuring van bosbodems te vermijden. In dit onderzoek werden daarom streeflasten voor verzuring bepaald voor Vlaamse bossen volgens de gestandaardiseerde methodiek van het *Coordination Center for Effects* (UBA, 2004). Streeflasten worden op een analoge manier berekend als kritische lasten, maar houden rekening met de buffercapaciteit van de bodem. Kritische lasten gaan uit van een statische massabalans om de lange-termijn aanvaardbare depositie te bepalen waarbij een bepaald bodemchemisch criterium gerespecteerd wordt. Streeflasten geven de hoogste depositie waarbij een bepaald criterium gerespecteerd wordt vanaf een gekozen doeljaar. Hierbij wordt rekening gehouden met bodemprocessen met eindige buffercapaciteit zoals kationenuitwisseling en stikstofimmobilisatie, aangezien deze processen het bodemherstel na verzuring vertragen bij afnemende potentieel verzurende depositie.

De kritische lasten werden berekend voor 1438 bosreceptoren in Vlaanderen, enerzijds voor de bescherming van wortels tegen verzuring op basis van een maximale verhouding tussen de concentratie van aluminium en basische kationen in het bodemuitspoelingswater, anderzijds voor eutrofiëring op basis van een maximale uitspoeling van nitraat. Voor niet-kalkrijke bosbodems in Vlaanderen was de mediane kritische last voor S (criterium Al:Bc = 1) gelijk aan 1754 eq ha⁻¹ jaar⁻¹. De mediane kritische last voor verzurende N bedroeg 3010 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ met inbegrip van denitrificatie en 2227 eq ha⁻¹ jaar⁻¹ zonder rekening te houden met denitrificatie. De mediane kritische last voor nutriënt-N met het oog op eutrofiëring (criterium NO_{3le,acc} = 100 eq ha⁻¹ jaar⁻¹) was gelijk aan 935 eq ha⁻¹ jaar⁻¹.

De streeflasten voor verzuring werden bepaald voor 83 niet-kalkrijke Vlaamse bosbestanden van het bosbodem- en bosvitaliteitsmeetnet (Level I en II proefvlakken). Met het *Very Simple Dynamic* (VSD) model werd gesimuleerd hoe de chemische samenstelling van de bodem en de bodemoplossing evolueert doorheen de tijd op basis van bodemkenmerken en neerslag-, depositie- en groeigegevens. De streeflasten werden berekend voor het doeljaar 2030, 2050 en 2100. Om het Al:Bc-criterium te respecteren vanaf bv. 2050 was volgens het VSD-model een reductie van de N- en S-depositie tot de streeflast nodig in 84% van de proefvlakken. Voor 12% van de proefvlakken was geen bijkomende depositiereductie nodig t.o.v. de Göteborg-afspraken, terwijl voor 4% het Al:Bc-criterium niet haalbaar was in 2050, zelfs niet bij het wegvallen van de N- en S-depositie vanaf 2010. De mediane streeflast voor S voor het doeljaar 2030 bedroeg 58% van de mediane kritische last voor S; voor 2050 en 2100 was dat respectievelijk 65% en 86%. Voor N verschilde de streeflast minder van de kritische last dan voor S omwille van de tijdsafhankelijke N-immobilisatie. De kritische lasten en streeflasten voor S waren lager voor loofhout dan voor naaldhout door de hogere nutriëntenopname door loofbomen. De aanvaardbare verzurende depositie lag lager voor bossen op zandige bodems dan op leem- en kleibodems omwille van de lagere minerale verwerkingssnelheid.

Uit de gevoeligheidsanalyse bleek dat de berekende streeflasten het meest afhankelijk zijn van de fluxen van basische kationen via minerale verwerking, depositie en plantopname. Ook de keuze van het kationenuitwisselingsmodel en de aanname over het verband tussen de pH en de Al-concentratie van de bodemoplossing beïnvloedden duidelijk de resultaten. Ondanks de inherente onzekerheid bij het modelleren van bodemverzuring op een regionale schaal, impliceert het onderzoek dat belangrijke N- en S-depositiereducties nodig zijn om het herstel mogelijk te maken van Vlaamse bosbodems tot een minimale chemische kwaliteit

Abstract

For forest and nature policy it is important to know the highest level of atmospheric nitrogen (N) and sulphur (S) deposition below which harmful acidifying effects on forest soils do not occur. Therefore, target loads for acidification were determined for Flemish forests according to the harmonized methodology of the Coordination Center of Effects. Target loads are calculated in a similar way as critical loads, but account for soil buffer mechanisms. Critical loads are based on a steady-state mass balance and equal the highest long-term deposition that still respects a pre-defined soil-chemical status. A target load is the deposition for which the chosen status is respected from the target year on. This requires taking into account the buffering capacity of soil processes such as cation exchange and N immobilisation, as these create a time lag in soil recovery when the potentially acidifying deposition declines.

Critical loads were calculated for 1438 Flemish forest locations; on the one hand for the protection of roots against acidification using a maximum ratio of aluminum vs. base cation concentration in soil water, on the other hand for eutrophication using a maximum nitrate leaching. For non-calcareous forest soils in Flanders, the median critical load of S (criterion Al:Bc = 1) amounted to 1754 eq ha⁻¹ year⁻¹. The median critical load of acidifying N was 3010 eq ha⁻¹ year⁻¹ including denitrification and 2227 eq ha⁻¹ year⁻¹ assuming no denitrification. The median critical load for nutrient N with respect to eutrophication (criterion NO_{3le,acc} = 100 eq ha⁻¹ year⁻¹) was 935 eq ha⁻¹ year⁻¹.

Target loads for acidification were determined for 83 non-calcareous Flemish forest stands of the forest soil and forest vitality network (Level I and II plots). The Very Simple Dynamic (VSD) model was used for simulating the chemical composition of soil and soil water throughout time based on soil characteristics and rainfall, deposition and growth data. Target loads were calculated for the target years 2030, 2050 and 2100. To respect the Al:Bc criterion from 2050 on, for example, a N and S deposition reduction was needed in 84% of the plots according to the VSD model. In 12% of the plots no additional deposition reduction was needed compared to the Gothenburg agreements, while for 4% the Al:Bc criterion could not be reached in 2050 even when N and S deposition would be reduced to zero from 2010 on. The median target load of S for target year 2030 amounted to 58% of the median critical load of S; for the years 2050 and 2100 this ratio was 65% and 86%, respectively. For N the difference between target loads and critical loads was smaller than for S due to the time dependent N immobilisation. The critical and target loads of S were lower for deciduous stands than for coniferous stands because of the higher nutrient uptake by deciduous trees. The acceptable acidifying deposition was lower for forests on sandy soils than on loamy or clayey soils due to the lower mineral weathering rate in sandy soils.

According to the sensitivity analysis, the calculated target loads depended mostly on the base cation fluxes mineral weathering, deposition, and net growth uptake. Furthermore, the chosen cation exchange model and the assumed relationship between the soil solution pH and aluminium concentration clearly affected the results. Despite the inherent uncertainty in modelling soil acidification at a regional level, the present research implies that important N and S deposition reductions are needed to allow recovery of Flemish forest soils to a minimal chemical quality.

Referenties

- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Melillo, J.M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 379-386.
- Afdeling Bos & Groen. 2001. De bosinventarisatie van het Vlaamse Gewest. Resultaten van de eerste inventarisatie 1997-1999. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, 486 p.
- Adams, M.L. 2000. The relationship between soil solution pH and Al³⁺ concentrations in a range of South Island (New Zealand) soils. *Australian Journal of Soil Research* 38, 141-153.
- Akselsson, C., Sverdrup, H., Westling, O., Holmqvist, J., Thelin, G., Uggla, E., Malm, G. 2005. Impact of harvest strategy on long-term base cation balances in Swedish forestry. Abstract in: Conference abstracts of Acid rain 2005, 7th international conference on acid deposition, p. 255. Prague, Czech Republic, June 12-17, 2005.
- Allewel, C., Manderscheid, B., Meesenburg, H., Bittersohl, J. 2000. Is acidification still an ecological threat? *Nature* 407, 856-866.
- Alveteg, M., Sverdrup, H., Warfvinge, P. 1995. Regional assessment of the temporal trends in soil acidification in southern Sweden, using the SAFE model. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 2509-2514.
- Berendse, F. 1988. The nutrient balance of vegetation on dry sandy soils in the context of eutrophication via the air. Part 1: A simulation model as an aid for the management of wet heathlands [in Dutch]. Centre for Agrobiological Research, Wageningen.
- Belyazid, S. 2006. Dynamic modelling of biogeochemical processes in forest ecosystems. PhD thesis, Lund University, Sweden.
- Brady, N.C. 1974. The nature and properties of soils (8th edition). MacMillan, New York.
- Bredemeier, M. 1987. Quantification of ecosystem-internal proton production from the ion balance of the soil. *Plant and Soil* 101, 273-280.
- Bredemeier, M., Matzner, E., Ulrich, B. 1990. Internal and external proton load to forest soils in northern Germany. *Journal of Environmental Quality* 19, 469-477.
- Bussche, B. 1998. Opmaken van een nutriëntenbudget in het proefbos Aalmoeseneie. Afstudeerwerk, Universiteit Gent, 98 pp.
- Ciais, Ph., Reichstein, M., Viovy, N., Granier, A., Ogée, J., Allard, V., Aubinet, M., Buchmann, N., Bernhofer, Chr., Carrara, A., Chevallier, F., De Noblet, N., Friend, A.D., Friedlingstein, P., Grünwald, T., Heinesch, B., Keronen, P., Knohl, A., Krinner, G., Loustau, D., Manca, G., Matteucci, G., Miglietta, F., Ourcival, J.M., Papale, D., Pilegaard, K., Rambal, S., Seufert, G., Soussana, J.F., Sanz, M.J., Schulze, E.D., Vesala, T., Valentini, R., 2005. Europe-wide reduction in primary productivity caused by the heat and drought in 2003. *Nature* 437, 529-534.
- Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A., Wright, R.F. 2001. Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model. *Hydrology and Earth System Sciences* 5, 499-517.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. 1985. Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and stream chemistry. *Water Resources Research* 21, 51-63.
- Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway, J.N., Wright, R.F. 1986. Modelling the effects of acid deposition: control of long-term sulfate dynamics by soil sulfate adsorption. *Water Resources Research* 22, 1283-1291.
- Cosby, B.J., Wright, R.F., Gjessing, E. 1995. An acidification model (MAGIC) with organic-acids evaluated using whole-catchment manipulations in Norway. *Journal of Hydrology* 170, 101-122.
- Craenen, H., Van Ranst, E., Groenemans, R., Tack, F., Verloo, M. 1996. Berekening en kartering van kritische lasten voor Vlaanderen. RUG, Gent.

- Craenen, H., Van Ranst, E., Tack, F.M.G., Verloo, M.G. 2000. Calculation and mapping of critical loads of sulfur and nitrogen in Flanders, Belgium. *The Science of the Total Environment* 254, 55-64.
- Cronan, C.S., Grigal, D.F. 1995. Use of calcium/aluminium ratios as indicators of stress in forest ecosystems. *Journal of Environmental Quality*, 24 209-226.
- De Coninck, F., Van Ranst, E. 1997. Bodemmeetnet in de bossen van het Vlaamse gewest - analyse van strooisellaag en minerale toplaag (0-10 cm) in 6 proefvlakken. Contract EV/IBW/BB94.02. Eindrapport, Universiteit Gent, Gent.
- De Lannoy, G., Cabus, P., Van Hoydonck, G., De Troch, F., Lust, N. 2002. Modellering van de impact van vegetatie (heide, loofbos, naaldbos) van infiltratiegebieden op de waterkwaliteit in stroombekkens. Eindverslag VLINA 99/07, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud.
- De Ridder, K., Neiryneck, J., Mensink, C. 2004. Parameterising forest edge deposition using effective roughness length. *Agricultural and Forest Meteorology* 123, 1-11.
- De Schrijver, A., Mertens, J., Geudens, G., Staelens, J., Campforts, E., Luyssaert, S., De Temmerman, L., De Keersmaecker, L., De Neve, S., Verheyen, K. 2006. Acidification of forested podzols in North Belgium during the period 1950-2000. *Science of the Total Environment* 361, 189-195.
- De Schrijver, A., Nachtergale, L., Staelens, J., Luyssaert, S., De Keersmaecker, L. 2004. Comparison of throughfall and soil solution chemistry between a high-density Corsican pine stand and a naturally regenerated silver birch stand. *Environmental Pollution* 131, 93-105.
- de Vries, W., Breeuwsma, A. 1985. De invloed van natuurlijke zuurbronnen, afvoer van biomassa en zure regen op de verzuring van Nederlandse bosgronden. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 57, 111-117.
- de Vries, W., Posch, M. 2003. Derivation of cation exchange constants for sand, loess, clay and peat soils on the basis of field measurements in the Netherlands. Alterra Report 701. Alterra, Green World Research, Wageningen.
- de Vries, W., Posch, M., Kämäri, J. 1989. Simulation of the long-term soil response to acid deposition in various buffer ranges. *Water, Air and Soil Pollution* 48, 349-390.
- de Vries, W., Posch, M., Reinds, G.J., Kämäri, J. 1993. Critical loads and their exceedance on forest soils in Europe. Report 58 (revised version). DLO Winand Staring Centre, Wageningen.
- de Vries, W., Reinds, G.J., Posch, M., Sanz, M.J., Krause, G.H.M., Calatayud, V., Renaud, J.P., Dupouey, J.L., Sterba, H., Vel, E.M., Dobbertin, M., Gundersen, P., Voogd, J.C.H. 2003a. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report 2003. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, Brussels, Geneva.
- de Vries, W., Reinds, G.J., van der Salm, C., Draaijers, G.P.J., Bleeker, A., Erisman, J.W., Auée, J., Gundersen, P., Kristensen, H.L., van Dobben, H., de Zwart, D., Derome, J., Voogd, J.C.H., Vel, E.M. 2001. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report 2001. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, Brussels, Geneva.
- de Vries, W., Reinds, G.J., Van Kerkvoorde, M.S., Hendriks, C.M.A., Leeters, E.E.J.M., Cross, C.P., Voogd, J.C.H., Vel, E.M. 2000. Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe. Technical Report 2000. Forest Intensive Monitoring Coordinating Institute, Brussels, Geneva.
- de Vries, W., van der Salm, C., Reinds, G.J., Dise, N.B., Gundersen, P., Erisman, J.W., Posch, M. 2003b. Assessment of the dynamics in nitrogen and carbon sequestration of European forest soils. Alterra Report 818. Alterra, Green World Research, Wageningen.
- de Vries, W., Van Grinsven, J.J.M., Van Breemen, N., Leeters, E.E.J.M., Jansen, P.C. 1995. Impacts of acid atmospheric deposition on concentrations and fluxes of solutes in Dutch forest soils. *Geoderma* 67, 17-43.
- De Wit, H.A., Mulder, J., Nygaard, P.H., Aamlid, D., Huse, M., Kortnes, E., Wollebaek, G., Brean, R. 2001. Aluminium: the need for a re-evaluation of its toxicity and solubility in mature forest stands. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1, 103-118.

- Dise, N.B., Matzner, E., Gundersen, P. 1998. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 143-154.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W., Spranger, T., Wyers, G.P. 1996. The application of throughfall measurements for atmospheric deposition monitoring. *Atmospheric Environment* 30, 3349-3361.
- Draaijers, G.P.J., Erisman, J.W.A. 1995. A canopy budget model to assess atmospheric deposition from throughfall measurements. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 2253-2258.
- Elias, E.A., Cresser, M.S. 1997. Evidence from chemical changes in incubated soils for effects of sea salt deposition on Scottish upland soils. *Geoderma* 75, 171-181.
- Ellenberg, H. 1985. Veränderungen der Flora Mitteleuropas unter dem Einfluss von Düngung und Emissionen. *Schweizerische Zeitschrift für das Forstwesen* 136, 19-39.
- Evans, C., Reynolds, B. 2003. An assessment of the suitability of the Very Simple Dynamic (VSD) model for UK national-scale application: model and data issues. Report to the Department of the Environment, Food and Rural Affairs. Centre for Ecology and Hydrology, University of Wales.
- Forsius, M., Alveteg, M., Jenkins, A., Johansson, M., Kleemola, S., Lükewille, A., Posch, M., Sverdrup, H., Walse, C. 1998. MAGIC, SAFE and SMART model applications at integrated monitoring sites: effects of emission reduction scenarios. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 21-30.
- Forsius, M., Kleemola, S., Starr, M. 2005. Proton budgets for a monitoring network of European forested catchments: impacts of nitrogen and sulphur deposition. *Ecological Indicators* 5, 73-83.
- Friend, A.D., Stevens, A.K., Knox, R.G., Channel, M.G.R. 1997. A process-based terrestrial biosphere model of ecosystem dynamics (Hybrid v3.0). *Ecological Modelling* 95, 249-287.
- Giesler, R., Moldan, F., Lundström, U., Hultberg, H. 1996. Reversing acidification in a forested catchment in southwestern Sweden: effects on soil solution chemistry. *Journal of Environmental Quality* 25, 110-119.
- Gobin, A., Van Nevel, L., Vanden Auweele, W., Willems, E., Verlinden, G., Verheyen, K. 2006. Bepaling kritische lasten voor zware metalen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2005/06, Labo voor Bosbouw (UGent) en Bodemkundige Dienst van België.
- Göransson, A., Eldhuset, T.D. 2001. Is the (Ca+K+Mg)/Al ratio in the soil solution a predictive tool for estimating forest damage? *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1 57-74.
- Graf Pannatier, E., Walthert, L., Blaser, P. 2004. Solution chemistry in acid forest soils: Are the BC:Al ratios as critical as expected in Switzerland? *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 167, 160-168.
- Gundersen, P., Callesen, I., de Vries, W. 1998. Nitrate leaching in forest ecosystems is controlled by forest floor C/N-ratio. *Environmental Pollution* 102, 403-407.
- Hall, J., Reynolds, B., Aherne, J., Hornung, M. 2001. The importance of selecting appropriate criteria for calculating acidity critical loads for terrestrial ecosystems using the simple mass balance equation. *Water, Air and Soil Pollution: Focus*, 1 29-41.
- Hedin, L.O., Granat, L., Likens, G.E., Buishand, T.A., Galoway, J.N., Butler, T.J., Rodhe, H. 1994. Steep declines in atmospheric base cations in regions of Europe and North America. *Nature*, 367 351-354.
- Heil, G.W., Bobbink, R. 1993. 'CALLUNA' a simulation model for evaluation of impacts of atmospheric nitrogen deposition on dry heathlands. *Ecological Modelling* 68, 161-182.
- Helling, C.S., Chesters, G., Corey, R.B. 1964. Contribution of organic matter and clay to soil cation exchange capacity as affected by the pH of the saturating solution. *Journal of the Soil Science Society of America* 58, 517-520.

- Hettelingh, J.-P., Posch, M., Slootweg J. (eds). 2004. Critical loads and dynamic modelling results. CCE Progress Report 2004, Coordination Center for Effects, RIVM Report 259101014, Bilthoven, The Netherlands.
- Hodson, M.E., Langan, S.J. 1999. Considerations of uncertainty in setting critical loads of acidity of soils: the role of weathering rate determination. *Environmental Pollution* 106, 73-81.
- Hodson, M.E., Langan, S.J., Wilson, M.J. 1997. A critical evaluation of the use of the PROFILE model in calculating mineral weathering rates. *Water, Air and Soil Pollution* 98, 79-104.
- Holmberg, M., Mulder, J., Posch, M., Starr, M., Forsius, M., Johansson, M., Bak, J., Ilvesniemi, H., Sverdrup, H. 2001. Critical loads of acidity for forest soils: tentative modifications. *Water, Air and Soil Pollution: Focus* 1, 91-101.
- Homann, P.S., McKane, R.B., Sollins, P. 2000. Belowground processes in forest-ecosystem biogeochemical simulation models. *Forest Ecology and Management* 138, 3-18 .
- Hunter, I., Schuck, A. 2002. Increasing forest growth in Europe - possible causes and implications for sustainable forest management. *Plant Biosystems* 136, 133-141.
- Janhunen, S., Palomäki, P., Holopainen, T. 1995. Aluminium causes nutrient imbalances and structural changes in the needles of Scots pine without inducing clear root injuries. *Trees* 9, 134-142.
- Jansen, J.J., Sevenster, J., Faber, P.J. (eds.). 1996. Opbrengstabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. IBN rapport nr. 221 (pdf-versie 2004).
- Johnson, D.W. 1984. Sulfur cycling in forests. *Biogeochemistry* 1, 29-43.
- Kaiser, K., Kaupenjohann, M. 1998. Influence of the soil solution composition on retention and release of sulfate in acid forest soils. *Water, Air and Soil Pollution* 101, 363-376.
- Kolka, R.K., Grigal, D.F., Nater, E.A. 1996. Forest soil mineral weathering rates: use of multiple approaches. *Geoderma* 73, 1-21.
- Kristensen, H.L., Gundersen, P., Callesen, I., Reinds, G.J. 2004. Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems* 7, 180-192.
- Langouche, D., Tiedemann, T., Van Ranst, E., Neiryneck, J., Langohr, R. 2001. Berekening en kartering van kritische lasten en overschrijdingen voor verzuring en eutrofiëring in bosccosystemen in Vlaanderen. In: Neiryneck *et al.*, Bepaling van de verzurings- en vermestingsgevoeligheid van Vlaamse bossen met gemodelleerde depositiefluxen. Eindverslag VLINA 98/01.
- Latour, J.B., Reiling, R. 1993. A multiple stress model for vegetation (MOVE): a tool for scenario studies and standard setting. *The Science of the Total Environment* 93, 1513-1526.
- Leroy, I., Van Meirvenne, M., Depuydt, S., Hofman, G. 2000. Digitalisatie en verwerking van historische bosbodemprofielgegevens. Eindverslag van project in opdracht van het Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer.
- Likens, G.E., Driscoll, C.T., Buso, C.T., Mitchell, M.J., Lovett, G.M., Bailey, S.W., Siccawa, T.G., Reiners, W.A., Alewell, C. 2002. The biogeochemistry of sulfur at Hubbard Brook. *Biogeochemistry* 60, 235-316
- Løkke, H., Bak, J., Falkengren-Grerup, U., Finlay, R.D., Ilvesniemi, H., Nygaard, P.H., Starr, M. 1996. Critical loads of acidic deposition for forest soils: is the current approach adequate? *Ambio* 25, 510-516.
- MacDonald, J.A., Dise, N.B., Matzner, E., Armbruster, M., Gundersen, P., Forsius, M. 2002. Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology* 8, 1028-1033.
- Maddelein, D., Meyen, S., Lust, N. 1991. Driving forces and limiting factors in long-term dynamics of forest ecosystems on sandy soils. Final report, RUG, 223 pp.

- Malmstrom, M.E., Destouni, G., Banwart, S.A., Stromberg, B.H.E. 2000. Resolving the scale-dependency of mineral weathering rates. *Environmental Science and Technology* 34, 1375-1378.
- Martinson, L., Alveteg, M., Warfvinge, P. 2003. Parametrization and evaluation of sulfate adsorption in a dynamic soil chemistry model. *Environmental Pollution* 124, 119-125.
- Meesenburg, H., Meiwes, K.J., Rademacher, P. 1995. Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest German forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 611-616.
- Meykens, J., Vereecken, H. 2001. Ontwikkeling en integratie van gevoeligheidskaarten voor verzuring en vermisting van ecosystemen in Vlaanderen. Studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA. MIRA/2001/01, K.U.Leuven en Bodemkundige Dienst van België,
- MIRA. 2004. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2004, Verzuring. Van Avermaet P., Van Hooste H., Vlaamse Milieumaatschappij, <http://www.milieuraapport.be>.
- MIRA-T. 2004. Milieu- en natuurrapport Vlaanderen - thema's. Vlaamse milieumaatschappij, Erembodegem.
- Neiryck, J., de Ridder, K., Langouche, D., Wiedeman, T., Kowalski, A., Ceulemans, R., Mensinck, C., Roskams, P., Van Ranst, E. 2001. Bepaling van de verzurings- en vermistingsgevoeligheid van Vlaamse bossen met gemodelleerde depositiefluxen. Eindverslag VLINA 98/01, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud.
- Neiryck, J., Genouw, G., Coenen, S., Roskams, P. 2004. Depositie en luchtkwaliteit in Vlaamse bosgebieden. IBW Mededelingen 2004-1. Instituut voor Bosbouw en Wildbeheer, Geraardsbergen.
- Neiryck, J., Maddelein, D., de Keersmaeker, L., Lust, N., Muys, B. 1998. Biomass and nutrient cycling of a highly productive Corsican pine stand on former heathland in northern Belgium. *Annals of Forest Science* 55, 389-405.
- Neiryck, J., Van Ranst, E., Roskams, P., Lust, N. 2002. Impact of decreasing throughfall depositions on soil solution chemistry at coniferous monitoring sites in northern Belgium. *Forest Ecology and Management* 160, 127-142.
- Nilsson, J., Grenfelt, P. 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. *Environmental Report 1988:15* (Nord 1988:97). Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Nordin, A., Strengbom, J., Ericson, L. 2006. Responses to ammonium and nitrate additions by boreal plants and their natural enemies. *Environmental Pollution* 141, 167-174.
- Oja, T., Arp, P.A. 1997. A forest soil vegetation atmosphere model (ForSVA). 2. Application to northern tolerant hardwoods. *Ecological Modelling* 95, 225-247.
- Oja, T., Xin, X., Arp, P.A. 1995. The forest modelling series ForM-S: applications to the Solling spruce site. *Ecological Modelling* 83, 207-217.
- Oliver, B.G., Thurman, E.M., Malcolm, R.L. 1983. The contribution of humic substances to the acidity of colored natural waters. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 47, 2031-2035.
- Ouimet, R., Duchesne, L. 2005. Base cation mineral weathering and total release rates from soils in three calibrated forest watersheds on the Canadian Boreal Shield. *Canadian Journal of Soil Science* 85, 245-260.
- Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J. (eds.) 2003. Manual for dynamic modelling of soil response to atmospheric deposition. ICP M&M Coordination Center for Effects, RIVM Report 259101012, Bilthoven, The Netherlands.
- Posch, M., Slootweg, J., Hettelingh, J.-P. (eds.) 2005. European critical loads and dynamic modelling CCE Status Report 2005. Coordination Center for Effects, RIVM Report 259101016/2005, Netherlands Environmental Assessment Agency, Bilthoven, The Netherlands.

- Puxbaum, H., Simeonov, V., Kalina, M., Tsakovski, S., Löffler, H., Heimbürger, G., Biebl, P., Weber, A., Damm, A. 2002. Long-term assessment of the wet precipitation chemistry in Austria (1984 - 1999). *Chemosphere* 48, 733-747.
- Reinds, G.J., Posch, M., de Vries, W. 2001. A semi-empirical dynamic soil acidification model for use in spatially explicit integrated assessment models. Alterra Report 084. Alterra, Green World Research, Wageningen.
- Ronse, A., De Temmerman, L., Guns, M., De Borger, R. 1988. Evolution of acidity, organic matter content, and CEC in uncultivated soils of North Belgium during the past 25 years. *Soil Science* 146, 453-460.
- Roskams, P., Sioen, G., Overloop, S. 1997. Meetnet voor de intensieve monitoring van het bosecosysteem in het Vlaamse gewest. Resultaten 1991-1992. Instituut voor Bosbouw en Wilbeheer, Geraardsbergen.
- Santore, R.C., Driscoll, C.T., Aloï, M. 1995. A model of soil organic matter and its function in temperate forest soil development. In McFee, W.W., Kelly, J.M. (eds.). *Carbon forms and functions in forest soils*. Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 275-298.
- Schöpp, W., Posch, M., Mylona, S., Johansson, M. 2003. Long-term development of acid deposition (1880-2030) in sensitive freshwater regions in Europe. *Hydrology and Earth System Sciences* 7, 436-446.
- Schulze, E.-D. 1989. Air pollution and forest decline in spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 776-783.
- Sioen, G., Roskams, P. 2005. Bosvitaliteitsinventaris 2004. Resultaten van de kroonbeoordelingen in het Level I meetnet. Ibw.Bb.R.2005.05. Instituut voor Bosbouw en Wilbeheer, Geraardsbergen.
- Skeffington, R.A. 2006. Quantifying uncertainty in critical loads: A. Literature review. *Water, Air and Soil Pollution* 169, 3-24.
- Solberg, S., Andreassen, K., Clarke, N., Torseth, K., Tveito, O.E., Strand, G.H., Tomter, S. 2004. The possible influence of nitrogen and acid deposition on forest growth in Norway. *Forest Ecology and Management* 192, 241-249.
- Spiecker, H. 1990. Growth variation and environmental stresses - long-term observations on permanent research plots in southwestern Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 54, 247-256.
- Staelens, J. 2006. 16th Coordination Center for Effects (CCE) Workshop, 3-5 april 2006, Bled, Slovenië. Zendingsverslag, INBO.Z.2006.9. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek.
- Sverdrup, H., de Vries, W., Hornung, M., Cresser, M., Langan, S., Reynolds, B., Skeffington, R., Robertson, W. 1995. Modification of the simple mass-balance equation for calculation of critical loads of acidity. In: Hornung, M., Sutton, M.A., Wilson, R.B. (eds.). *Mapping and modelling of critical loads for nitrogen: a workshop report*, Grange-over-Sands, October 1994. Penicuik: Institute of Terrestrial Ecology, 87-92.
- Sverdrup, H., Belyazid, S., Nihlgard, B. 2005. Modelling ground vegetation response to acid and nitrogen pollution in relation to climate and forest management at 16 Swedish sites during 1800-2100. Abstract in: Conference abstracts of Acid rain 2005, 7th international conference on acid deposition, p. 674. Prague, Czech Republic, June 12-17, 2005.
- Tiktak, A., Van Grinsven, J.J.M. 1995. Review of sixteen forest-soil-atmosphere models. *Ecological Modelling* 83, 35-53
- Tipping, E., Lawlor, A.J., Lofts, S. 2006. Simulating the long-term chemistry of an upland UK catchment: major solutes and acidification. *Environmental Pollution* 141, 151-166.
- Ukonmaanaho, L., Starr, M., Ruoho-Airola, T. 1998. Trends in sulfate, base cations and H⁺ concentrations in bulk precipitation and throughfall at integrated monitoring sites in Finland 1989 - 1995. *Water, Air and Soil Pollution* 105, 353-363.
- Ulrich, B. 1983. Soil acidity and its relations to acid deposition. In: Ulrich, B., Pankrath, J. (eds.). *Effects of accumulation of air pollutants in forest ecosystems*, p. 127-146. Reidel Publishing Company, Dordrecht.

- UBA, 1996. Manual on methodologies and criteria for mapping critical levels/loads and geographical areas where they are exceeded. Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt) (ed.), UBA-Texte 71/96, Berlin, Germany.
- UBA, 2004. Mapping manual 2004. Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads & levels and air pollution effects, risks and trends. Bron: <http://www.icpmapping.org>.
- UN/ECE, 2004. Manual on methods and criteria for harmonised sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Brussels, Geneva.
- Van Den Berge, K., Maddelein, D., De Vos, B., Roskams, P. 1992. Analyse van de luchtverontreiniging en de gevolgen daarvan op het bosecosysteem. Werkgroep sociale en economische betekenis van het bos, rapport 19. Laboratorium voor Bosbouw, RUG, Gent.
- van der Salm, C., de Vries, W. 2000. Soil acidification in loess and clay soil in The Netherlands. *Water, Air and Soil Pollution* 120, 139-167.
- van der Salm, C., de Vries, W. 2001. A review of the calculation procedure for critical acid loads for terrestrial ecosystems. *The Science of the Total Environment* 271, 11-25.
- van Dobben, H.F., van Hinsberg, A., Schouwenberg, E.P.A.G., Jansen, M., Mol-Dijkstra, J.P., Wieggers, H.J.J., Kros, J., de Vries, W. 2006. Simulation of critical loads for nitrogen for terrestrial plant communities in the Netherlands. *Ecosystems* 9, 32-45.
- Van Hinsberg, A. en de Vries, W. 2003. National contribution for the Netherlands. In: Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J., Downing, R.J. (eds.). *Modelling and mapping of critical thresholds in Europe. CCE status report 2003*, pp. 93-97.
- van Loon, M., Tarrasón, L., Posch, M. (eds.) 2005. *Modelling base cations in Europe. EMEP/MS-CW & CCE. Technical Report 2/2005*. Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Noorwegen.
- Van Oene, H. 1992. Acid deposition and forest nutrient imbalances: a modelling approach. *Water, Air and Soil Pollution* 63, 33-50.
- Van Oene, H. 1998. A mechanistic model for the inhibiting effects of aluminium on the uptake of cations. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161, 661-670.
- Van Oene, H., Agren, G.I. 1995. The application of the model NAP to the Solling spruce site. *Ecological Modelling* 83, 139-149.
- Van Ranst, E., De Coninck, F., Roskams, P., Vindevogel, N. 2002. Acid-neutralizing capacity of forest floor and mineral topsoil in Flemish forests (North Belgium). *Forest Ecology and Management* 166, 45-53.
- Van Ranst, E., Sys, C. 2000. Eenduidige legende voor de digitale bodemkaart van Vlaanderen (schaal 1:20000). Laboratorium voor Bodemkunde, Universiteit Gent, 1 April 2000.
- Van Rompaey, K. 2005. Study on the interaction between atmospheric deposition, soil acidification and mineral weathering, using soil solution analyses, laboratory and field experiments. Doctoraatsthesis. Universiteit Gent, Gent.
- Velbel, M.A. 1993. Constancy of silicate mineral weathering-rate ratios between natural and experimental weathering - implications for hydrological control of differences in absolute rates. *Chemical Geology* 105, 89-99.
- Verstraeten, W., Muys, B., Feyen, J., Veroustraete, F., Minnaert, M., Meiresonne, L., De Schrijver, A. 2005. Comparative analyses of the actual evapotranspiration of Flemish forest and cropland, using the soil water balance model WAVE. *Hydrology and Earth System Sciences* 9, 225-241.
- Verstraeten, W.W., Minaert, M., Pieter, M., Goessens, S., Hubrechts, L., De Schrijver, A., Samson, R., Feyen, J., Deckers, J., Muys, B., Lust, N., Lemeur, R., Van Slycken, J., De Vos, B. 2001. Kwantitatieve analyse van de verdamping van bossen in vergelijking met weide en akkerland. Eindverslag VLINA 99/06, studie uitgevoerd voor rekening van de Vlaamse Gemeenschap binnen het kader van Vlaams Impulsprogramma Natuurontwikkeling in opdracht van de Vlaamse minister bevoegd voor natuurbehoud.

- VMM. 2004. "Zure regen" in Vlaanderen. Depositie meetnet verzuring 2003. Vlaamse milieumaatschappij, Erembodegem.
- Wagenfuhr, R., Schreiber, C. 1989. Holzatlas. 3 Auflage, Fachbuchverlag, Leipzig, Germany, 720 pp.
- Wallman, P., Svensson, M.G.E., Sverdrup, H., Belyazid, S. 2005. ForSAFE - an integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments. *Forest Ecology and Management* 207, 19-36.
- Wamelink, G.W.W., Ter Braak, C.J.F., Van Dobben, H.F. 2003. Changes in large-scale patterns of plant biodiversity predicted from environmental economic scenarios. *Landscape Ecology* 18, 513-527.
- Warfvinge, P., Sverdrup, H. 1992. Calculating critical loads of acid deposition with PROFILE - a steady-state soil chemistry model. *Water, Air and Soil Pollution* 63, 119-143.
- Warfvinge, P., Falkengren-Grerup, U., Sverdrup, H., Andersen, B. 1993. Modelling long-term cation supply in acidified forest stands. *Environmental Pollution* 80, 209-221.
- Watmough, S.A., Dillon, P.J. 2003. Do critical load models adequately protect forests? A case study in south-central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 33, 1544-1556.
- White, C.C., Cresser, M.S., Langan, S.J. 1996. The importance of marine-derived base cations and sulphur in estimating critical loads in Scotland. *The Science of the Total Environment* 177, 225-236.

Bijlage 1: Proefvlakken

Overzicht van de Vlaamse Level I en II proefvlakken: proefvlaknummer, meetnet, naam van bos of gemeente, vereenvoudigde bodemserie volgens de Belgische bodemclassificatie en hoofdboomsoort. Proefvlak 501 werd niet gebruikt voor streeflastberekeningen.

Plot	Meetnet	Naam	Bodemserie	Hoofdboomsoort
11	Level II	Wijnendale	Sdm	Beuk
12	Level II	Meerdaal	Aba	Zomereik
13	Level II	Hallerbos	Abp	Beuk
14	Level II	Ravels	Zcg	Corsicaanse den
15	Level II	Brasschaat	Zdg	Grove den
16	Level II	Gontrode 1	Lhb	Zomereik/beuk
17	Level II	Buggenhout	Lcc	Beuk
18	Level II	Houthulst	Phg	Zomereik
19	Level II	Pijnven	Zbg	Corsicaanse den
20	Level II	Maasmechelen	Zcg	Grove den
21	Level II	Zoniën	Abc	Beuk
22	Level II	Gontrode 2	Edh	Gewone es
101	Level I	Wijtschate	EDx	Tamme kastanje
102	Level I	Zerkegem	Zdp	Grove den
103	Level I	Hertsberge	Zbg	Grove den
104	Level I	Zwevezele	Udc	Populier
111	Level I	Ieper	Ldc	Zomereik
112	Level I	Torhout	Sch	Zomereik
201	Level I	Maldegem	Zch	Zomereik
202	Level I	St.Laureins	Zbm	Grove den
203	Level I	Oosteeklo	Zcg	Grove den
205	Level I	Gontrode	Ldc	Zomereik
206	Level I	Moerbeke	Zbg	Grove den
207	Level I	Serskamp	Scb	Zomereik
211	Level I	Wortegem-Petegem	Shp	Zomereik
212	Level I	Kluisbergen	LbB	Beuk
213	Level I	Maldegem	Ehx	Ruwe berk
214	Level I	Maarkedal	Ehx	Beuk
215	Level I	Ronse	Lca	Beuk
301	Level I	Steenhuffel	Lfp	Populier
302	Level I	Halle	V	Zomereik
303	Level I	Tervuren	Aba	Beuk
311	Level I	Meise	Lhc	Zomereik
312	Level I	Hoeilaart	Abc	Beuk
402	Level I	Perk	Aeb	Zomereik
403	Level I	Averbode	Zcg	Grove den
404	Level I	Binkom-Lubbeek	Lhc	Amerikaanse eik
406	Level I	Deurne	Scf	Grove den
411	Level I	Herent	Lhc	Amerikaanse eik
412	Level I	Leuven	Adp	Zomereik
413	Level I	Lubbeek	Zaf	Zomereik
414	Level I	Aarschot	Scf	Amerikaanse eik
415	Level I	Tielt-Winge	Efp	Zomereik

Plot	Meetnet	Naam	Bodemserie	Hoofdboomsoort
416 (501)	Level I (Level I)	Zoutleeuw (Kapellen)	Lhc (duin)	Gewone es (Zomereik)
502	Level I	Brasschaat	Zcm	Grove den
504	Level I	Brecht	Scm	Zomereik
505	Level I	Schilde	Zdg	Grove den
506	Level I	Oostmalle	Zdg	Grove den
507	Level I	Oelegem	Zbm	Grove den
508	Level I	Pulle	Pep	Gewone es
511	Level I	Putte	Zep	Beuk
512	Level I	Schilde	Zdg	Beuk
513	Level I	Wuustwezel	Zcb	Beuk
514	Level I	Zandhoven	Sdp	Zomereik
515	Level I	Zoersel	Zep	Zomereik
516	Level I	Herentals	ZDp	Zomereik
601	Level I	Merksplas	Zcg	Amerikaanse eik
602	Level I	Beerse	Zdg	Grove den
603	Level I	Arendonk	Zeg	Corsicaanse den
604	Level I	Rouw	Zdg	Populier
611	Level I	Beerse	Scm	Zomereik
612	Level I	Herselt	Pfp	Zomereik
613	Level I	Ravels	Sdg	Tamme kastanje
701	Level I	Houthalen	Zbg	Corsicaanse den
702	Level I	Bocholt	V	Zomereik
703	Level I	Opglabbeek	Zbg	Grove den
711	Level I	Houthalen-Helchteren	Zbm	Zomereik
712	Level I	Meeuwen-Gruitrode	Zcg	Zomereik
713	Level I	Bocholt	Sdg	Zomereik
714	Level I	Bocholt	Efp	Zwarte els
801	Level I	Wimmertingen	Efp	Populier
802	Level I	Zutendaal	Zbg	Grove den
803	Level I	Gellik	Sdg	Grove den
804	Level I	Dilsen	Sbf	Grove den
805	Level I	Dilsen	Scg	Amerikaanse eik
811	Level I	Genk	Zeg	Zomereik
812	Level I	Lanaken	Zbf	Wintereik
901	Level I	Eksel	Zbg	Corsicaanse den
902	Level I	Leopoldsburg	Zag	Grove den
903	Level I	Eksel	Zag	Corsicaanse den
904	Level I	Lommel	Zbg	Corsicaanse den
906	Level I	Eksel	Zcg	Amerikaanse eik
910	Level I	Overpelt	Zbg	Corsicaanse den

Bijlage 2: Streeflasten via OPS-depositietijdreeksen

Om streeflasten te berekenen op basis van OPS-data voor de atmosferische N- en S-depositie was een beperkte aanpassing van de *Visual Basic*-code van *VSD Access* nodig, zodat het programma de OPS-tijdreeksen gebruikte in plaats van de standaard EMEP-tijdreeksen. Dit gebeurde door (i) in de module *calcstore* van het Access-bestand *VSD_BEVLv24102005.mdb* een wijziging aan te brengen en (ii) door het toevoegen van een extra tabel *deposition_ops*.

(i) De routine *ReadHist* in de module *calcstore* leest de depositietijdreeks van het receptorpunt in die gebruikt wordt bij de streeflastberekening op basis van de ingegeven EUNIS-code. Aangezien alle receptorpunten in deze studie een bosvegetatie hadden (code G1 of G3), werd standaard de EMEP-depositietijdreeks in tabel *deposition_forest* gebruikt. Om streeflasten te bepalen op basis van OPS-tijdreeksen werd de code "O" toegevoegd in de module *calcstore*.

```
Sub ReadHist(EUNIScodes As String, e_i As Integer, e_j As Integer,
ByRef firstyear As Long, ByRef lastyear As Long, ByRef hist_Sdepos,
ByRef hist_Ndepos)
Dim rs_hist As DAO.Recordset
Dim i_S As Integer, i_N As Integer
Dim depotablenm As String

Select Case Left(EUNIScodes, 1)
    Case "O"                                'zelf bijgevoegd
        depotablenm = "deposition_ops"      'zelf bijgevoegd
    Case "G"
        depotablenm = "deposition_forest"
    Case "E", "F"
        depotablenm = "deposition_vegetation"
    Case Else
        depotablenm = "deposition_average"
End Select
...
```

(ii) De tabel *deposition_ops* bevat de OPS-tijdreeksen, i.e. herschaalde EMEP-tijdreeksen. Zoals besproken in deel 5.3.2, werd per proefvlak de verhouding genomen van de N- of S-depositie in 1990-2005 volgens het OPS-model en volgens het EMEP-model voor de 50-km cel waarin het proefvlak lag. De tabel *deposition_forest* bevat per Belgische EMEP-50-cel een vijfjaarlijks berekende N- en S-depositie tussen 1880 en 2010 (zie onderstaande voorbeeldtabel). De i- en j-coördinaten verwijzen naar de 50 km² EMEP-cel van het receptorpunt en vormen de link tussen de depositie-tabel en de tabel met de receptorpunten (die dus ook een kolom met emep-i en emep-j coördinaten bevat). De tabel *deposition_ops* heeft een gelijkaardige structuur als *deposition_forest*, en bevat op analoge wijze de kolommen met i- en j-coördinaten die een depositietijdreeks linken aan het overeenkomstige proefvlak (met i = 1 en j = proefvlaknummer, zie onderstaande voorbeeldtabel).

Tabel *deposition_forest*

I50	J50	jaar	N_dep	S_dep
56	42	1880	512	841
56	42	1885	537	925
56	42	1890	561	1076
56	42	1895	613	1131
56	42	1900	665	1380
56	42	1905	729	1440
56	42	1910	791	1690
56	42
56	42	2000	1937	1293
56	42	2005	1782	1137
56	42	2010	1617	968
56	43	1880	463	964
56	43	1885	501	1072
56	43	1890	536	1235
56	43	1895	610	1306
56	43	1900	687	1573
56	43	1905	777	1680
56	43	1910	867	1943
56	43
56	43	2000	2351	1295
56	43	2005	2178	1140
56	43	2010	1982	970
56	44	1880	446	896
56	44	1885	483	996
...

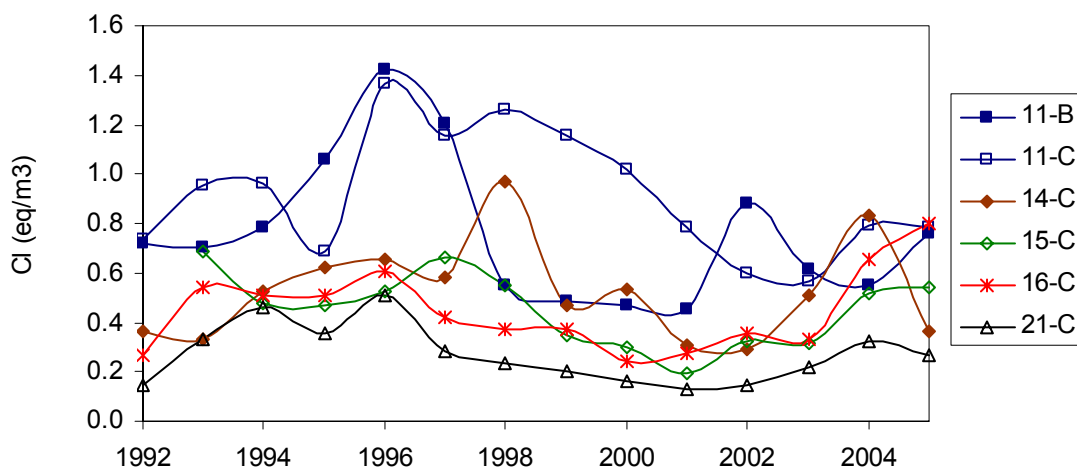
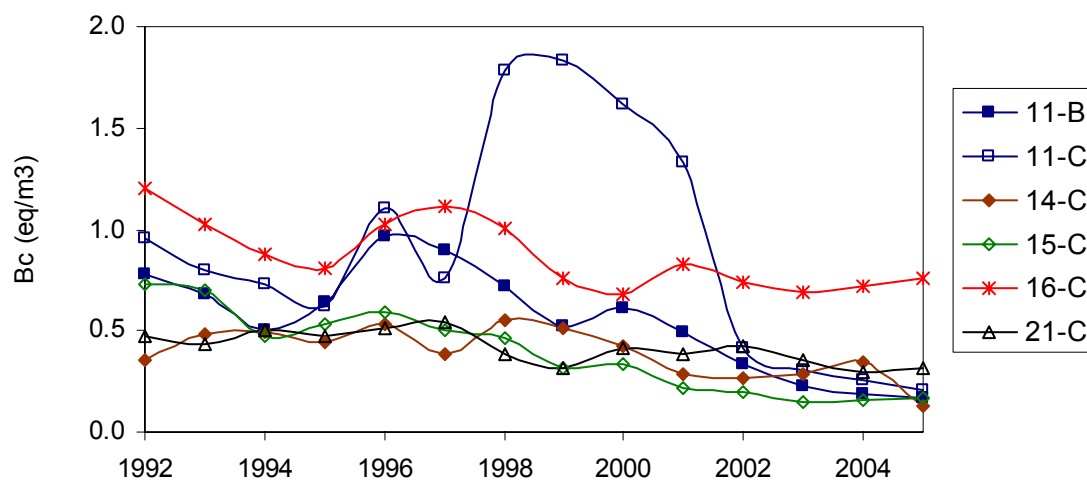
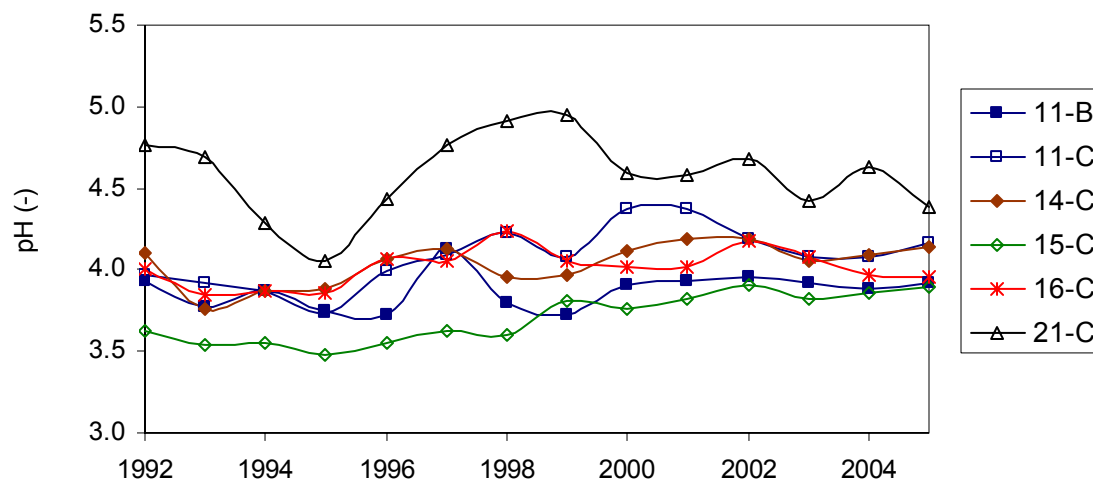
→

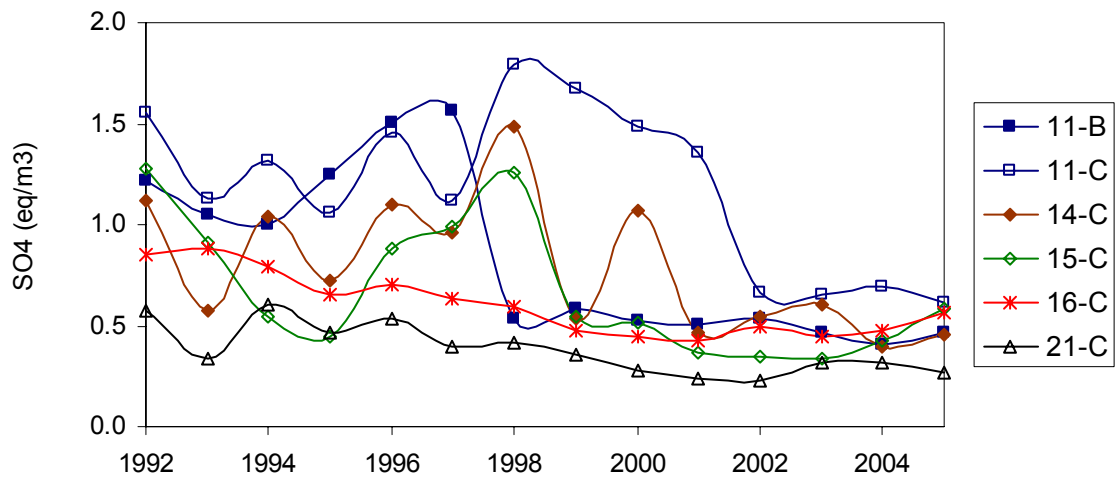
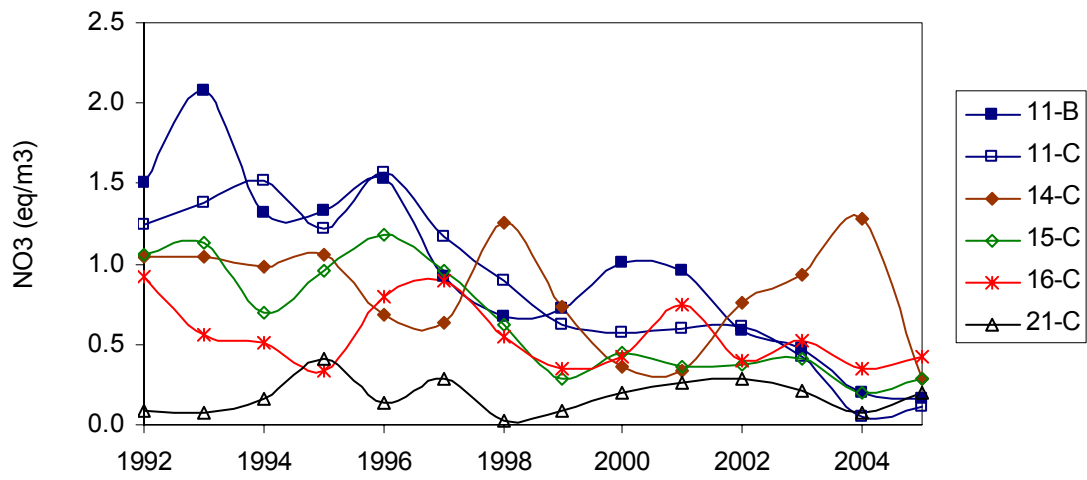
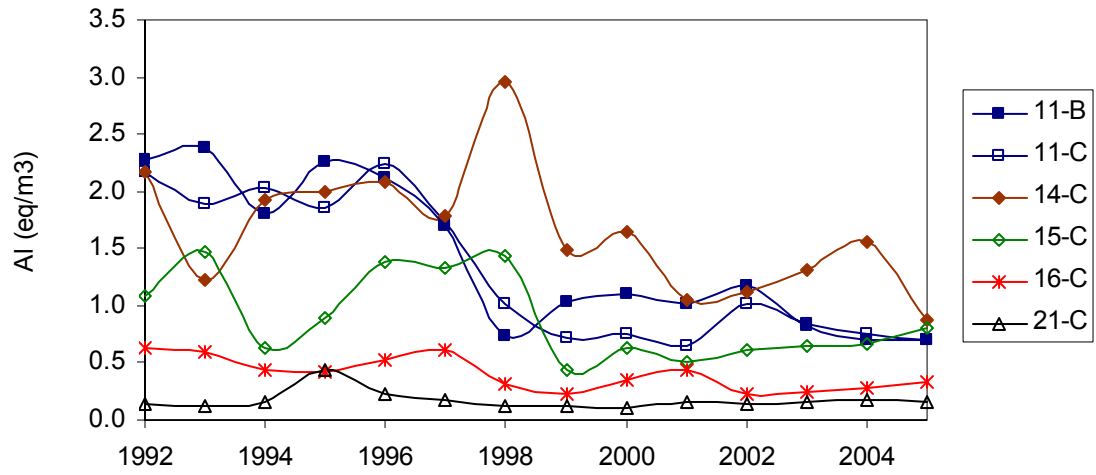
Tabel *deposition_ops*

I50	J50	jaar	N_dep	S_dep
1	11	1880	1544	614
1	11	1885	1605	675
1	11	1890	1662	785
1	11	1895	1786	825
1	11	1900	1910	1008
1	11	1905	2059	1051
1	11	1910	2207	1234
1	11
1	11	2000	5193	944
1	11	2005	4860	808
1	11	2010	4493	671
1	12	1880	682	620
1	12	1885	699	686
1	12	1890	715	802
1	12	1895	749	841
1	12	1900	781	1037
1	12	1905	820	1084
1	12	1910	859	1286
1	12
1	12	2000	1877	912
1	12	2005	1775	714
1	12	2010	1659	537
1	13	1880	940	650
1	13	1885	964	720
...

Bijlage 3: Bodemwaterconcentraties

Jaargemiddelde concentraties (gebaseerd op tweewekelijkse metingen) van H^+ (pH), basische kationen Bc (K^+ , Ca^{2+} en Mg^{2+}), Cl^- , Al^{3+} , NO_3^- en SO_4^{2-} in het bodemuitspoelingswater van vijf Level II proefvlakken tussen 1992 en 2004.





Bijlage 4: Kritische lasten en streeflasten

Overzicht van de kritische lasten (CL) en de streeflasten (TL) (eq ha⁻¹ jaar⁻¹) voor zwavel (S) en verzurende stikstof (N) (criterium Al:Bc = 1) voor de doeljaren 2030, 2050 en 2100, en de kritische last voor nutriëntstikstof (CL_{nut}(N), criterium NO₃_{le,acc} = 100 eq ha⁻¹ jaar⁻¹) berekend met EMEP-depositietijdreeksen voor N en S.

Plot	TL _{max} (S)			CL _{max} (S)	TL _{max} (N)			CL _{max} (N)	CL _{nut} (N)
	2030	2050	2100	-	2030	2050	2100	-	-
11	0	87	496	805	0	1136	2209	2500	1089
12	2928	2928	2928	2928	8006	8006	8006	8006	935
13	654	1198	1702	1887	2761	4297	5494	5494	1026
14	811	1353	1600	1627	1975	2748	3101	3140	959
15	1669	1961	2037	2041	3614	4199	4349	4358	476
16	511	848	1446	2126	2038	2833	4111	5018	966
17	95	477	1031	1311	984	1726	2654	2664	935
18	1047	1488	1869	1869	3800	4497	4497	4497	959
19	1086	1442	1587	1603	2710	2710	2710	2710	1040
20	1185	1650	1821	1833	2052	2715	2958	2977	502
21	405	768	1371	1887	1990	3036	4599	5497	1029
22	1254	1533	1951	2452	7039	7951	9066	9313	1472
101	1680	1680	1680	1680	6521	6521	6521	6521	1255
102	1809	1903	1926	1928	4257	4257	4257	4257	601
103	1109	1638	1872	1900	1639	2226	2487	2517	517
104	410	532	788	1372	1839	2091	2623	3730	1186
111	1282	1418	1604	1848	3898	4140	4405	4405	908
112	27	270	739	1248	836	1298	2133	2568	928
201	226	547	948	1199	1146	1732	2398	2436	866
202	113	531	1298	1850	572	1199	2239	2454	509
203	1208	1675	1829	1840	2066	2734	2954	2970	484
205	244	700	1365	1768	1295	2381	3815	4221	885
206	1077	1623	1815	1829	1507	2114	2329	2343	422
207	0	0	450	1130	0	0	1411	2265	793
211	112	502	957	1148	1030	2094	3007	3007	912
212	86	362	887	1325	957	1353	2061	2305	944
213	1167	1324	1603	2168	5805	6292	7117	8408	1515
214	1208	1367	1906	1906	5947	6395	7198	7198	1179
215	1004	1482	1815	1907	3083	3521	3521	3521	939
301	16	96	349	1285	900	1063	1572	3438	1068
302	4441	4441	4441	4441	22986	22986	22986	22986	1279
303	2474	2474	2474	2474	6965	6965	6965	6965	1030
311	347	536	942	1742	1754	2244	3194	4288	1004
312	1344	1718	1873	1888	4159	5087	5477	5518	1048
402	2917	2917	2917	2917	8070	8070	8070	8070	1028
403	1083	1610	1824	1845	1901	2648	2955	2986	494
404	2234	2234	2234	2234	5049	5049	5049	5049	781
406	527	1188	1715	1852	1027	1973	2725	2920	418
411	806	1104	1592	2218	2598	3259	4241	5017	781
412	1542	2929	2929	2929	4552	8012	8012	8012	940
413	77	389	864	1152	785	1263	1902	1943	774
414	0	275	960	1620	0	953	1934	2874	703
415	2372	2372	2372	2372	8786	8786	8786	8786	1211

Plot	TL _{max} (S)			CL _{max} (S)	TL _{max} (N)			CL _{max} (N)	CL _{nut} (N)
	2030	2050	2100	-	2030	2050	2100	-	-
416	316	747	1413	1870	1748	2774	4222	4719	1179
502	1574	1935	2037	2042	2640	3155	3299	3306	532
504	0	0	321	1291	0	0	1420	2649	947
505	1898	1985	1992	1992	4134	4307	4322	4322	538
506	1742	1947	1990	1991	3811	4222	4309	4311	528
507	1065	1684	1947	1972	1494	2183	2475	2505	425
508	882	1365	2594	2594	3208	4296	6129	6129	1140
511	0	208	635	832	0	1236	2092	2477	1014
512	0	311	745	910	0	1472	2340	2665	1044
513	25	421	754	827	846	1413	1889	1992	954
514	0	36	529	1280	0	722	1709	3210	850
515	292	826	1215	1300	1277	2345	3123	3294	893
516	0	135	680	1267	0	1101	2472	3259	925
601	1221	1608	1724	1730	2313	2866	3031	3040	712
602	1629	1895	1961	1963	3637	4170	4303	4307	580
603	757	1290	1580	1626	2460	3530	4102	4182	1129
604	0	0	0	210	0	0	0	1283	1062
611	208	691	1130	1257	1307	2378	2594	2594	941
612	634	1094	1794	2362	2479	3613	5094	5503	978
613	0	268	755	1000	0	1949	3026	3026	1227
701	1285	1544	1596	1598	2276	2564	2612	2612	948
702	4430	4430	4430	4430	23008	23008	23008	23008	1360
703	1257	1698	1829	1836	1720	2210	2356	2364	435
711	0	138	712	1153	0	913	1690	1997	827
712	0	292	826	1147	0	1477	2440	2440	945
713	0	34	476	1151	0	729	1698	2955	852
714	1983	1983	1983	1983	7421	7421	7421	7421	1144
801	22	134	541	1307	969	1348	2724	5253	1228
802	1382	1744	1832	1835	1895	2297	2393	2398	470
803	573	1197	1701	1835	1566	2814	3823	4092	621
804	1570	1799	1832	1834	2068	2324	2361	2361	435
805	974	1413	1596	1615	2498	2930	2930	2930	766
811	236	692	1060	1153	1451	2645	3115	3115	1010
812	0	235	769	1145	0	1442	2150	2150	989
901	1097	1479	1596	1603	2099	2527	2641	2641	971
902	1564	1804	1842	1842	2111	2379	2419	2420	484
903	1108	1493	1598	1603	1938	2365	2482	2488	818
904	675	1251	1559	1602	1599	2243	2579	2622	952
906	1244	1544	1618	1622	2475	2902	3008	3008	834
910	3	242	912	1602	828	1096	1839	2606	936
Percentiel									
Minimum	0	0	0	210	0	0	0	1283	418
5%	0	41	478	919	0	747	1691	2162	439
Mediaan	811	1324	1598	1829	1938	2564	2958	3115	939
95%	2464	2873	2885	2885	7947	8011	8064	8374	1253
Maximum	4441	4441	4441	4441	23008	23008	23008	23008	1515