532851

Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen

Symposium van de Oecologische Kring, Utrecht, 14–15 oktober 1982

E. P. H. Best en J. Haeck (redactie)

Pudoc Wageningen 1984

BIBLIOTHEEK
DER
LANDBOUWHOGESCHOOL
WAGENINGEN

CIP-GEGEVENS

Ecologische

Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, water, bodem en ecosystemen : symposium van de Oecologische Kring, Utrecht, 14–15 oktober 1982 / E.P.H. Best en J. Haeck (red.). – Wageningen : Pudoc. – Ill. Met lit. opg.
ISBN 90-220-0832-0
SISO 614.62 UDC 57.04:614.7
Trefw. : milieuverontreiniging ; bio-indicatoren

ISBN 90 220 0832 0

© Pudoc, Centrum voor Landbouwpublikaties en Landbouwdocumentatie. Wageningen, 1984.

Niets uit deze uitgave, met uitzondering van titelbeschrijving en korte citaten ten behoeve van een boekbespreking, mag worden gereproduceerd, opnieuw vastgelegd, vermenigvuldigd of uitgegeven door middel van druk, fotokopie, microfilm, langs elektronische of elektromagnetische weg of op welke andere wijze ook zonder schriftelijke toestemming van de uitgever Pudoc, Postbus 4, 6700 AA Wageningen. Voor alle kwesties inzake het kopiëren uit deze uitgave: Stichting Reprorecht, Amsterdam.

Inhoud

Woord vooraf 7

Grondslagen van de bioindicatie (I. S. Zonneveld) 9
De noodzaak van een ecologisch kwaliteitsconcept (P. J. Schroevers) 20

Ecotoxicologie 28

Inleiding (J. H. Koeman) 28
Dierlijke indicatoren in relatie tot de beoordeling van neveneffecten van de chemische vectorbestrijding (J. W. Everts) 30
Bioindicatoren en chemische verontreiniging van oppervlaktewateren (W. Slooff en D. de Zwart) 39
Toxiciteitstesten in oppervlaktewater met vissen (M. A. van der Gaag en J. F. J. van de Kerkhoff) 51

Luchtkwaliteit 62

Inleiding (J. G. ten Houten) 62
Hogere planten als indicatoren en accumulatoren van gasvormige luchtverontreiniging (A. C. Posthumus) 70
Lichenen als indicatoren voor luchtkwaliteit (Toke de Wit) 81

Bodemkwaliteit 93

Inleiding (R. Brouwer) 93
Bodemparameters als ecologische bodemkwaliteitskenmerken (J. W. Vonk) 99
Indicatoren van een overmaat aan zware metalen in terrestrische ecosystemen (W. H. O. Ernst) 109
Bodemfauna en bodemmicroflora als mogelijke indicatoren van bodemverontreiniging (H. Eijsackers) 121

Waterkwaliteit 136

Inleiding (J. Ringelberg) 136
De zuurstofhuishouding als ecologische indicator voor de kwaliteitsbeoordeling van poldersloten (R. Veeningen) 140
Karakterisering van stromende wateren met behulp van bioindicatoren: het geslacht *Hydropsyche* (Trichoptera) (L. W. G. Higler en H. H. Tolkamp) 135
Zoöplankton en de 'grazing' ervan als indicatoren voor waterkwaliteit (R. D. Gulati) 167
Bioindicatoren en de kwaliteit van de Waddenzee (P. de Wolf) 180

Complexe systemen 193

Inleiding (G. P. Hekstra) 193
Vegetatie als indicator van milieu en milieuveranderingen (Th. A. de Boer) 198
Plantesoorten als indicator, toegelicht aan het voorbeeld van de paardebloem (P. Oosterveld) 206
Weidevogels als indicatoren (A. J. Beintema) 218

Beleidsmatige slotopmerkingen (J. G. Wessels Boer) 228

Verklarende woordenlijst 233

Auteurs en adressen 238

Woord vooraf

In 1980 stuurde het bestuur van de Internationale Associatie voor Ecologie (INTECOL) een brief aan de aangesloten landelijke verenigingen met het verzoek zich te verdiepen in de volgende drie onderwerpen:

1. Het belang van ecologisch onderzoek, d.w.z. het gebruik van ecologische informatie en deskundigheid, voor het beheer van natuurlijke hulpbronnen en het nemen van beslissingen inzake het milieu.
2. Het ecologieonderwijs.
3. De reactie van ecosystemen ten opzichte van stress gemeten aan de hand van de persistentie, resistentie en elasticiteit van biotische gemeenschappen, en de ontwikkeling en waarde van indicaties over de toestand van het ecosysteem.

De Oecologische Kring, de Nederlandse vereniging van ecologen, heeft gemeend op dit verzoek te moeten reageren. Er werd in samenwerking met de vakgroep 'Wetenschapsdynamica' van de Universiteit van Amsterdam een discussiegroep 'Ecologie en beleid' opgericht, die de stand van zaken bij het gebruik van ecologische gegevens in de planologische besluitvorming opnam, becommentarieerde en er een rapport over opstelde. Het geheel werd besloten met een themabijeenkomst op 15 maart 1983 in Amsterdam.

Het tweede thema is behandeld op een symposium te Groningen gewijd aan 'Onderwijs in de ecologie' (november 1983).

Naar aanleiding van het derde onderwerp organiseerde de Oecologische Kring op 14 en 15 oktober 1982 een tweedaags symposium over 'Ecologische indicatoren voor de kwaliteitsbeoordeling van lucht, bodem, water en ecosystemen' te Utrecht. Binnen een ecosysteem kan de 'stress' van enkele soorten of van een deelsysteem de ecologen een handvat bieden om effecten van natuurlijke of anthropogene oorsprong op de structuur en functie van een ecosysteem te meten, te evalueren, te integreren en te voorspellen. Hierbij rijzen verschillende vragen, zoals: wat is een ecosysteem en hoe bepalen we de grenzen ervan (klein-groot, hoeveel en welke organismen), hoe meten we de toestand en dus ook de stress in een ecosysteem. Er wordt momenteel al veelvuldig gebruik gemaakt van chemische parameters om de toestand van verschillende ecosystemen te meten en afwijkingen ten gevolge van een ingreep te constateren – dit blijkt echter onvoldoende indicaties te geven voor de gevolgen van veranderingen in het milieu op de biotische componenten.

Dit boek is gebaseerd op de lezingen die tijdens het laatstgenoemde symposium zijn gepresenteerd. In eerste instantie wordt toegelicht wat men in het algemeen

onder ecologische indicatoren verstaat en vervolgens hoe de natuuronderzoeker en -beheerder dit begrip opvatten. Vervolgens worden de ecotoxicologie en de ecologische indicatoren specifiek voor, respectievelijk, lucht, bodem, water en een combinatie van die drie fases besproken. Elke sectie begint met een korte, soms historische, inleiding om het betreffende onderwerp in de juiste context te plaatsen. Daarna volgen een drie- of viertal bijdragen over het onderzoek, de eventuele bruikbaarheid en beperkingen van de ecologische indicator. Het boek eindigt met beleidsmatige slotopmerkingen.

Wij zijn erkentelijk voor het commentaar op de hoofdstukken van prof. dr. R. Brouwer (RU, Utrecht), prof. dr. W. H. v. Dobben (Wageningen), dr. G. P. Hekstra (Ministerie van VROM), prof. dr. J. G. ten Houten (Wageningen), prof. dr. J. H. Koeman (LH, Wageningen) en prof. dr. J. Ringelberg (GU, Amsterdam). Het Symposium werd mede mogelijk gemaakt door de financiële steun van het Ministerie van Volksgezondheid, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne.

De redactie
E. P. H. Best
J. Haeck

Grondslagen van de bioindicatie

I. S. Zonneveld

Enige begrippen

Indiceren en kwaliteit

Het begrip indiceren zoals gebruikt in dit boek duidt op zichtbaar maken van wat niet direct zichtbaar is, namelijk de kwaliteit van lucht, water, bodem en de ons omringende levende have, kortom van ons milieu, het ecosysteem, waarvan ook de mens afhankelijk is. Onder kwaliteit verstaan we de mate waarin iets nuttig of schadelijk is. Bij het bepalen van de kwaliteit kan men proberen indicatoren te vinden die direct iets zeggen over de kwaliteit. Ook kan men zich tevredenstellen met indicatie van milieufactoren, zoals vochtgehalte en mineralensamenstelling, die niet zelf de kwaliteit zijn maar deze indirect medebepalen. Anders gezegd, men kan indicatie met twee verschillende motivaties toepassen:
- om iets te weten over het geïndiceerde, in de sfeer van zuiver wetenschappelijk onderzoek;
- om over de kwaliteit van dat geïndiceerde te kunnen oordelen, in de sfeer van de toepassingen.

Dat laatste is een stap verder, want het vereist een vooronderstelling over goed en kwaad, waarbij ook een maatschappijbeschouwing komt kijken. In dit hoofdstuk beperken wij ons tot de indicatie sec. Schroevers behandelt in zijn hoofdstuk het begrip kwaliteit met betrekking tot de tweede motivatie.

Wijzers, maatstaven en normen

Indiceren betekent letterlijk 'aanwijzen'. Zo is de wijzer van een klok een indicator. Om te kunnen aanwijzen heeft men een maatstaf (criterium) nodig: bijvoorbeeld bij de klok is dit een tijdseenheid. Daarnaast heeft men een norm nodig om te kunnen interpreteren wat de aflezing betekent voor het doel waarvoor men indiceert.

Van Leeuwen (1981c) wijst erop dat deze begrippen nogal eens worden verward. Voor alle duidelijkheid wil ik daarom hier vaststellen dat bij biologische indicatie het aanwijsmiddel (de wijzer) levende materie is, variërend van onderdelen van organismen tot complete ecosystemen. Ecologische indicatie is een wijder begrip, daarbij worden ook mede niet-biologische parameters die aan het ecosysteem te meten zijn, gebruikt.

De norm slaat soms op de kwaliteit als geheel, maar meestal op de grensvoorwaarden van een agens dat de kwaliteit bepaalt. Dat laatste kunnen zijn abiotische milieufactoren, zoals water, nutriënten en gifstoffen. Bij zuiver wetenschappelijk onderzoek is er niet duidelijk sprake van een norm, men constateert een toestand en verder gaat men niet.

De maatstaven hangen nauw samen met het type aanwijzer en kunnen variëren van de kleur van een weefsel, de bladstand, tot de soortensamenstelling van een compleet ecosysteem uitgedrukt in kwantitatieve of kwalitatieve eenheden.

Waarom biologische indicatie?

Waarom zou men biologische indicatie gebruiken ook als het gaat om fysisch en chemisch waarneembare en meetbare factoren? Daarvoor zijn zes redenen:

1. Cumulatieve processen van sterk fluctuerende factoren kunnen met één enkele momentopname via een chemische of fysische bepaling niet beschreven worden. Grondwater, beschikbaarheid van stikstof in de bodem en klimaateigenschappen zijn de klassieke voorbeelden.
2. Fysische en chemische bepalingen zijn dikwijls tijdrovend en/of te kostbaar om in ruimte en tijd vaak te herhalen. Reacties in bijvoorbeeld de vegetatie of fauna kunnen helpen een beperkt aantal fysische en chemische metingen te extrapoleren in ruimte en tijd. Bodemkwaliteiten, klimaatzones zijn belangrijke voorbeelden.
3. Soms is de hoeveelheid en/of intensiteit van het werkende agens zodanig (laag) dat chemische en fysische bepalingen zeer ingewikkeld en in ieder geval niet accuraat genoeg zijn. Bijvoorbeeld op extreem arme bosgronden laat de vegetatie nog duidelijk een gradiënt zien, terwijl dit door chemische bepalingen nauwelijks mogelijk is. Slechts de extremen kunnen via chemische methoden worden aangetoond (Bannink et al., 1973).
4. Soms is de combinatie van effecten belangrijker dan de factoren apart. Bijvoorbeeld indicatie van bodemvocht is altijd een reactie op zowel het hangwater als het via het freatisch niveau gereguleerde bodemwater. Vruchtbaarheidsindicatie is veelal een gecombineerde reactie op P, K, Mg en N etc. (Bannink et al., 1974).
5. Van groot belang is ook dat de eigenlijke operationele werking van allerlei factoren zeer moeilijk te meten is. Vaak komt de bepaling neer op wat Van Wirdum (1981) noemt: de conditionele factoren. Dat zijn factoren complexen waarmee de betreffende echte operationele factoren wel samenhangen, maar die niet zelf het werkelijke agens zijn. In verschillende gevallen mag men zelfs stellen dat de eigenlijke operationele werkingen nog onbekend zijn. Door nu het biologisch effect te bepalen krijgt men een realistischer beeld dan door iets aan een 'vermeend' agens zelf te meten. Bovendien zijn die zogenaamde directe metingen in wezen uiterst ruw. Wat is bijvoorbeeld de relatie tussen het subtiele proces van ionenuitwisseling tussen grond en plantenwortel vergeleken bij de grof-chemische afbraakmethoden van met geweld fijngemalen, van alle structuur en leven ontdane bodemmonsters?

Een voorbeeld van conditionele omstandigheden is bodemstructuur, vaak gesim-

plificeerd gekarakteriseerd door de textuur. De factoren water, zuurstof, beschikbaarheid van mineralen ('vruchtbaarheid') hangen daar nauw, maar op complexe wijze, mee samen. Een goed voorbeeld is ook het door Bannink et al. (1973) gepubliceerde verband tussen fosfaatcijfers, bodemtypen en vegetatie-eenheden in bosgronden (fig. 1). Het blijkt dat er binnen één bodemtype een correlatie bestaat tussen in 2 mol/l HCl oplosbaar fosfaat en vegetatietypen, echter de absolute waarde van de cijfers verschillen zeer sterk per bodemtype. Relatie tussen snelheid in afbraak van organische stof, complexe ijzerverbindingen en P, die per bodemtype (op zichzelf een correlatief complex van factoren) anders ligt, moet de oorzaak zijn. Verfijnde oplostechnieken voor fosfaat die meer aansluiten bij de in de natuur voorkomende processen vermogen niet aan de bezwaren tegemoet te komen. De bemestingsleer stoot in het algemeen op deze problemen, ook waar het (vergeleken met bosgronden) om de veel grotere hoeveelheden mineralen in akkers gaat. In het algemeen worden landbouwbemestingsadviezen dan ook op grotendeels empirische grondslag gegeven. De chemische bodemanalyses kunnen alleen worden gebruikt als

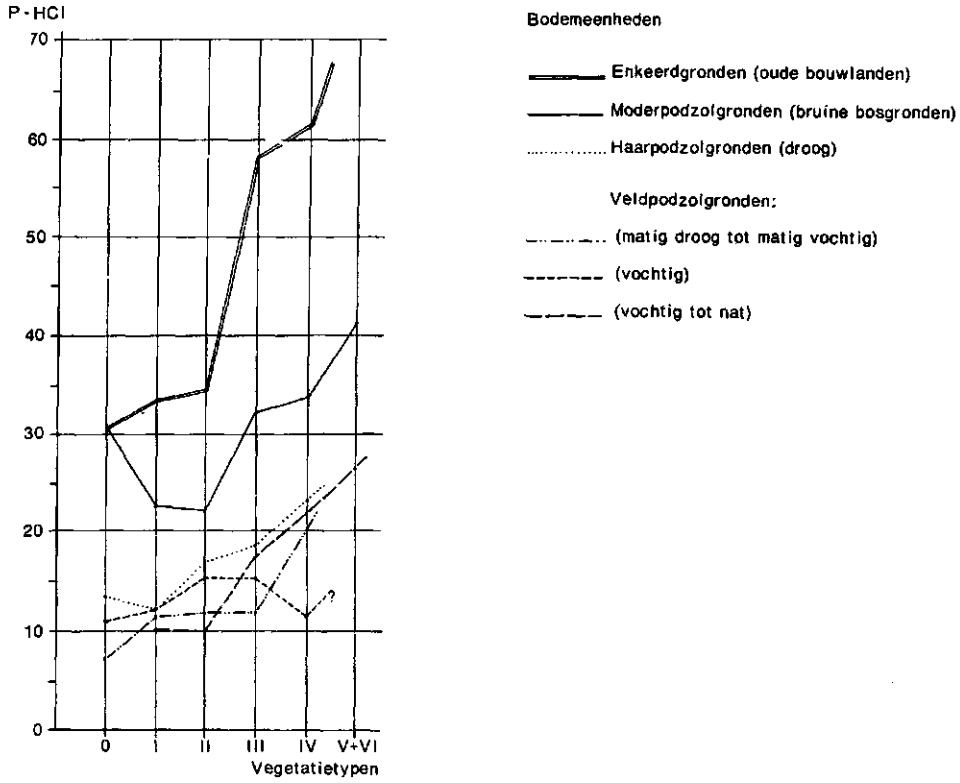


Fig. 1. Het verband tussen in 2 mol/l HCl oplosbare fosfor en het vegetatietype op diverse bodemeenheden in Nederlandse Douglasbossen.

rekening wordt gehouden met allerlei conditionele factoren, en zijn niet in absolute zin bepalend.

6. Tenslotte is er een belangrijke reden voor biologische indicatie als het gaat om de kwaliteit van een bepaalde omgeving voor (verwante) levensprocessen, of om het wel en wee van het indicatiemiddel zelf of van het ecosysteem waarvan het indicatiemiddel een hoofdattribuut is. Dit is o.a. het geval bij de spontane vegetatie in bossen, akkers en graslanden. Dit komt neer op 'de patiënt zelf vragen hoe hij zich voelt'. Voor het bepalen van de actuele toestand is dit de beste methode.

Een patiënt die zich niet lekker voelt weet echter niet altijd wàt en 'hoeveel' er aan mankeert. Daarvoor is verder onderzoek nodig. Biologische indicatie is veelal zuiver kwalitatief. De bovengenoemde 'conditionele' werkingen zijn daar de oorzaak van. In sommige weinig complexe gevallen kunnen fysisch/chemische bepalingen inzicht geven in kwalitatieve aspecten. Combinatie van biologische en chemisch/fysische indicatie is vaak nuttig, vgl. op grote schaal: 'Lifezones' van Holdridge waarop landschapsschaal, klimaatindicatie via vegetatie, topografie en klimaatstations worden gegeven, op kleine schaal: *Avena*-coleoptyl-methode en dierproeven voor bepaling van groeistoffen, hormonen, vitaminen etc.

Biologische indicatoren en bioindicatie

Bioindicatie

Bij biologische indicatie maakt men gebruik van relatief gemakkelijk waar te nemen reacties van levende materie als aanwijzer. Dit staat tegenover het min of meer direct meten van die milieufactoren zelf.

Biologische indicatie wordt zeer lang toegepast. Sinds mensenheugenis hebben jagers, herders en boeren aan de plantengroei en aan het gedrag van dieren het milieu herkend aan de hand waarvan de plaats van hun nederzettingen, hun jachtgebied, hun akker en weidegrond bepaald werd. Pellerwoinen, een Finse mythologische figuur, zaaide elzen op de natte, dennen op de droge plaatsen. De pre-technologische volken van West-Afrika herkennen nog steeds de goede gronden aan de Gau-boom (*Acacia albida*), het Gaya-gras (*Andropogon gayanus*) en ook aan de Roan-antiloop (*Hippotragus equinus*).

Biologische indicatie is mogelijk omdat er relatiesystemen zijn waarin het gedrag, de vorm en het voorkomen van biologische verschijnselen van allerlei aard verbonden zijn met werkingen van het milieu. Deze werkingen kunnen abiotisch van aard zijn: warmte en kou, droogte en nattigheid, het aanwezig zijn van mineralen die nodig of giftig zijn, maar ook van biologische aard zoals het grazen, vertrappen, bemesten door dieren.

In alle gevallen geldt een hoofdwet in de ecologie: van elke werking (actie) is er een minimum noodzakelijke en een maximum toelaatbare intensiteit (hoeveelheid) te onderscheiden. Daartussen ligt de optimale toestand voor een bepaalde reactie op die milieufactor. Bij mineralen heet een overschrijding van het maximum toelaat-

bare: vergiftiging. Een niet toekomen aan het vereiste minimum heet: een deficiëntie, een tekort. In het algemeen zijn er nauwelijks vergiften, veeleer hoeveelheden die tot vergiftiging leiden. Met name de plantenvoedingsstoffen als stikstof, kali en fosfor kunnen deficiënt zijn maar ook giftig, afhankelijk van de doses.

Bioindicatoren

Dragers van het leven zijn in volgorde van integratieniveau: macromolecule, organel, cel, weefsel, orgaan, organisme, populatie, gemeenschap, ecosysteem, bioom. In de praktijk blijken al deze 10 niveaus gebruikt te kunnen worden voor indicatie. Everts beschrijft in zijn hoofdstuk hoe de chromosoomstructuur bruikbaar is (macromolecule en organel) om de werking van gifstoffen aan te tonen; het bioom, het complexe ecosysteem dat brede klimaatzones omvat, indiceert deze daardoor (zie de reeds vermelde lifezones van Holdridge). De meest voorkomende integratieniveaus voor de praktische indicatie zijn echter de weefsels en organen, plant- en diersoorten en de gemeenschappen (met name vegetatietypen). Weefsels vinden met name toepassing voor de indicatie van vervuiling. Beschadiging is de maatstaf waaraan de intensiteit wordt afgelezen. Een veel gebruikte toepassing op de rand van bioindicatie is het bepalen van gehalte aan geabsorbeerde materialen door plantenweefsels als absorbtiemiddel.

Een bekend voorbeeld van een orgaan als indicatieagens is het reeds genoemde *Avena*-coleoptyl. Zo kan ook het verwelken van zonnebloembladen als maat voor vochtspanning dienen en tevens als voorbeeld van gebruik van de patiënt om te tonen hoe hij zich voelt. Eigenlijk gaat het hier al om een organisme. Hetzelfde geldt voor allerlei groeistofproeven met tal van dieren en planten. Voor de indicatie van luchtverontreiniging is een beperkte groep van planten ingeschakeld. Posthumus gaat in zijn hoofdstuk hier verder op in.

Bij de reeds genoemde ervaring van herders, boeren en jagers zijn het ook vaak de soorten die een rol spelen. De naam 'zorggras' voor *Holcus mollis* hangt samen met het uit landbouwoverwegingen zorgelijk karakter van de situatie als deze soort in de akkers verschijnt: een teken van uitputting van de vruchtbaarheid. De oude boer die vertelt dat hij in het pikkedonker op zijn sokken kan voelen waar de beste gronden zijn, weet dat de akkerdistel slechts voorkomt op de allerbeste gronden, zij het dat een teveel op slordig boeren duidt. Toch is er de laatste jaren, met de opkomst van de landbouwscheikunde en de technologie in het algemeen, kritiek geweest op deze oude boerenwijsheid bij het gebruik van planten als indicatoren. Deze kritiek is ten dele terecht (hier kom ik later op terug).

Het gebruik van vegetatietypen als geheel is een volgend integratieniveau. Door vegetatietypen als geheel te gebruiken, wordt een deel van de bezwaren die aan het gebruik van enkele soorten kleven opgeheven.

Een belangrijk hulpmiddel bij biologische indicatie is het gebruik van groei en levensvormen in de plaats van het al of niet voorkomen van soorten (zie ook het hoofdstuk van Oosterveld).

Eenzelfde soort zal in zijn groeivorm bepaalde milieuomstandigheden kunnen aantonen, zoals seizoensinvloeden maar ook factoren van langere duur of gebeurtenissen uit het verleden. Zo kan men in de subarctische streken en in de alpine zone aan de vorm van de bomen de sneeuwbedekking aflezen. Dezelfde boomsoort ziet er heel anders uit als de hoogte van de sneeuw in de winter sterk verschillend is. Ook allerlei vormen van graas- en lokale windinvloed kunnen op deze wijze worden aangeduid. Schreiber (1977) gebruikte takdeformaties door het afvriezen van knoppen als indicatie van klimaatschommelingen in het verleden. Het gebruik van groeiringen in hout voor hetzelfde doel maar dan over langere perioden is welbekend.

Levensvormen daarentegen zijn erfelijke eigenschappen die te interpreteren zijn als aanpassingen aan het milieu (hier kom ik later op terug).

Beperkingen van bioindicatie

Het gebruik van organismen als indicator is onderhevig aan beperkingen die samenhangen met het volgende.

1. De wet van Baas Becking-Beyerinck stelt: dat 'alles (diasporen) overal is en dat het milieu selecteert'. Het blijkt echter dat de accessibiliteit ook een belangrijke rol speelt.
2. De wet van de fysiologische (potentiële) en ecologische (actuele) amplitude leert, dat concurrentie en tolerantie, prioriteit en primariteit mede het voorkomen van soorten bepalen.
3. De wet van de relatieve standplaats-constantie stelt dat soorten zich ten opzichte van een bepaalde milieufactor meer kritisch gedragen naarmate ze verder van hun optimum afkomen.
4. Het complexe karakter van factoren maakt dat de correlatie met een bepaalde gemeten factor varieert naarmate andere factoren mede in het spel zijn. Het moeilijk meten van operationele factoren ten opzichte van conditionele factoren speelt daarbij een rol evenals 'synergie'.

De eerstgenoemde wet van Baas Becking-Beyerinck geldt slechts in redelijke mate voor organismen met zeer lichte en tevens in overmaat geproduceerde diasporen, zoals bepaalde mossen, varens, bacteriën en wieren. Zelfs hier is aangetoond dat heersende windrichtingen bepaalde gebieden beter bereikbaar maken dan andere. Voor de meeste andere organismen zijn er allerlei barrières die transport verhinderen, zoals bergruggen en oceanen, zodat er vele plaatsen zijn waar ze best zouden kunnen groeien ('een niche aanwezig is', 'hun epharmonie zou passen') maar ze niettemin ontbreken.

Concurrentie kan een minstens even belangrijke andere reden voor het niet-voorkomen van een soort zijn. Een andere soort heeft de plaats van de betreffende soort ingenomen doordat die andere sterker is, hem dus verdringt, of doordat die andere, hoewel even sterk, er toevallig eerder was en zich niet verdringen laat (prioriteit), of doordat er op die plaats een onder de huidige omstandigheden minder geschikte, uit

een vorig stadium van de successie stammende, soort als relict aanwezig is, die vooralsnog maar niet af wil sterven (primariteit).

Concurrentie, prioriteit en primariteit samen bepalen de hierboven als tweede genoemde wet, die stelt dat fysiologische (potentiële) en ecologische (actuele) standplaats amplituden niet gelijk zijn. Niettemin onderscheidt men in de praktijk stikstofindicatoren, vochtindicatoren etc. Er zijn zelfs handboeken met indicatiewaarden per soort ongeacht de concurrentiepositie waarin ze zich bevinden (Ellenberg, 1974; Londo, 1975). Deze lijsten hebben regionaal een redelijke geldigheid en zijn gebaseerd op algemene veldervaring waarbij *binnen een lokaal* gebied, veel van de concurrentieaspecten schattenderwijs zijn geïncorporeerd.

De wet op de relatieve standplaatsconstantie is door Walter (1973) geformuleerd, met name voor het verschijnsel dat planten die in vochtige klimaten goed thuis zijn, in drogere klimaten zich 'terugtrekken' op de vochtiger bodems of in vochtiger topoklimaten. Zo hebben de galerijbossen langs rivieren in de savannegebieden duidelijk verwantschap met de bossen op de vlakten en plateau's in de meer vochtige zones. In het algemeen wordt waargenomen dat een soort in het centrum van zijn verspreidingsgebied op allerlei gronden voorkomt, maar zich naar de rand toe weer beperkt tot specifieke edafische situaties, en daar dus een goede indicator kan zijn voor bepaalde milieuomstandigheden. Onder akkeronkruiden komen o.a. goede voorbeelden voor.

Tenslotte is er het complexe karakter van milieufactoren, de moeilijkheid om echte operationele factoren te kunnen onderscheiden. Er zijn plantesoorten die sterk reageren op de nutriënten die vrijkomen bij snel mineraliserende organische stof (stikstof, fosfaat met name), zoals leverkruid, bitterzoet, vlier, harig wilgenroosje, en ook een boom als de es (zie ook het hoofdstuk van Oosterveld). Deze situatie doet zich voor in vochtige gebieden met een fluctuerende grondwaterstand en eutroof karakter, maar ook op kalkrijke gronden op kalksteen of droogvallende sedimenten ver boven de invloed van grondwater. Dezelfde soorten zijn dan ook te vinden in lijsten van 'freatofyten' (planten die schommelend grondwater aanduiden) en van de kalkaanwijzers. In feite reageren ze op de operationele factoren fosfor en stikstof, die echter worden 'geconditioneerd' door snel afbrekende humus. Eigenlijk zijn het dus indicatoren voor eutrofie veroorzaakt door snelle afbraak van organische stof. Deze afbraak wordt echter geconditioneerd door òf schommelend grondwater, òf kalk die beide de dynamiek van het proces bevorderen.

De afbraak zelf heeft plaats door de activiteit van bacteriën en andere organismen. De vraag rijst dan: Wat wordt er nu eigenlijk geïndiceerd? Toch is het voorkomen van genoemde planten een waardevol indicatiemiddel.

Het geïntegreerd gebruik van plant-, vegetatie- en landindicatie

Combinatie van soorten

Bij de indicatiemethode moet men dus rekening houden met de in de vorige paragraaf genoemde beperkingen. Dit kan o.a. door niet afzonderlijke soorten maar combinaties van soorten, dus vegetatieëenheden, te betrekken bij de indicatie. De voordelen hiervan zijn:

1- Door meer soorten te gebruiken wordt de indicatie scherper, zelfs indien er geen concurrentie of synergetische effecten tussen de soorten zouden bestaan (fig. 2).

2- Door meer soorten te gebruiken wordt eventueel lokaal afwijkend gedrag van een bepaalde soort gerelativeerd.

3- De vegetatieëenheid als geheel duidt een algemene complexe milieutoestand aan die veelal samenhangt met bepaalde conditionele factoren, waarmee dan een bepaalde operationele factor weer gecorreleerd kan zijn.

Een combinatie van het gebruik van vegetatieëenheden (eventueel ook landeenheden) met enkele soorten is de zogenaamde Coïncidentie of IJkingsmethode ingevoerd door Tüxen (1955). Hierbij bepaalt men bijvoorbeeld via tabellen of een andere matrix-methode, de coïncidentie tussen een bepaalde operationeel geachte factor, gemeten aan fysische of chemische waarden als N, P, K of grondwater, en een bepaalde syntaxonomische vegetatieëenheid. Men kan daarvoor ook, indien bekend, een bodemeenheid nemen. Hierdoor is gewaarborgd dat concurrentieverschillen en de wet van relatieve standplaatsconstantie weinig invloed kunnen hebben.

Bannink et al. (1973, 1974) hebben deze methode uitgewerkt voor de indicatie van grondwater en van globale chemische vruchtbaarheid met behulp van akkeronkruiden en (ten dele ook) naaldbosondergroei. De gevonden indicatoren konden worden ingedeeld in ecologische groepen van soorten met een vergelijkbare ecologische amplitude voor bepaalde milieufactoren. In iedere veldsituatie behoeven niet alle tot een ecologische groep behorende soorten voor te komen, maar men heeft altijd wel

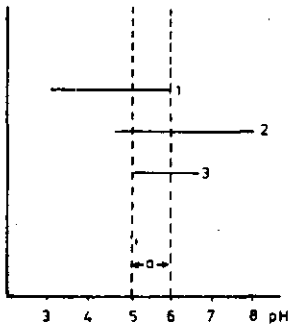


Fig. 2. Gebruik van enige plantesoorten voor de indicatie van een milieufactor. 1, 2 en 3: actuele ecologische amplitudo van drie verschillende plantesoorten voor bodem-pH. a: de amplitudo van de pH waarbij alle drie plantesoorten voorkomen.

een aantal soorten beschikbaar voor de indicatie van een bepaald vocht- of vruchtbaarheidstraject.

Het gebruik van indicatorwaarden, zoals door Ellenberg en Londo gepropageerd, wordt gevaarlijker naarmate men het gebied ruimer neemt. Aan de andere kant beperkt men zich daar nooit tot het gebruik van een enkele soort, maar past een mathematische verwerking toe waarbij de indicatorwaarden van vele soorten geïntegreerd worden.

Vegetatie, structuur en levensvormen als indicatie

Structuur en levensvormen kunnen een belangrijke indicatie leveren. Het Hydrotypensysteem van Iversen (1936) beschrijft aanpassingen aan de factor water. Het 'gehalte' aan diverse soorten levensvormen dat hierop is gebaseerd kan dienen als maat voor het lokale hydrologische regime (Zonneveld, 1960). Heel bekend is het systeem van Raunkiaer (1937), dat berust op aanpassingen aan het ongunstigste seizoen (overwinteringsstrategie). Hierdoor is dit systeem geschikt voor klimaatsindicatie met name van biomen, maar ook van plantenassociaties.

Door Zonneveld (1960) zijn voorbeelden gegeven van indicatie van hydrologische factoren, zoals overspoelingsduur en de mechanische invloed van stroming en golven, op levensvormen die men kan uitdrukken als levensvormenspectra of ook in andere coëfficiënten. Op luchtfoto's geven horizontale structuurkenmerken vaak aanduidingen; zo kunnen stippen in een open gebied duidend op kleine vegetatieëlementen, maar ook 'patchiness' in vegetaties of gewassen, een aanduiding van extreme omstandigheden van dynamiek betekenen (vaak zoutgehalte van de bodem!). De verticale structuur in bossen is sterk gerelateerd aan vochtvoorziening via het klimaat. Van het tropisch regenbos tot de steppen ziet men een eenvoudiger worden van de structuur en hoogte.

Van een veellagig (bijna geheel gevuld) profiel van boomlagen, nagenoeg zonder of met open kruidlaag, bij de evenaar gaat het bos naar de hogere breedte toe over in duidelijk gestratificeerde structuren met een uitgesproken hóge boomlaag, láge boomlaag, struik- en kruidlaag en nog verder naar open 'woodlands' en savannen met een steeds meer open wordende éénvormige boomlaag boven een grassynusium. Naar de woestijn toe maken deze plaats voor open steppen met lage struiken, kruiden en grassen. Door menselijke invloed is echter de structuur over zeer grote oppervlakte verstoord zodat levensvormenspectra en ecologische soortengroepen meer houvast bieden.

Gebruik van het landconcept

Een ver doorgevoerde integratie bij ecologische indicatie maakt gebruik van het landconcept. Naast vegetatiegegevens als hiervoor vermeld, maakt men gebruik van abiotische landeigenschappen als relief, bodem e.d. die samen met de vegetatie 'landunits', soms op bepaalde schaal 'landsystems' genoemd, karakteriseren. Deze

'landtypen' zijn dan indicatief voor een hele serie eigenschappen die als 'hoedanigheden' van belang zijn voor landwaardering (Zonneveld, 1979).

In het voorgaande zijn de life zones van Holdridge reeds genoemd. Het gebruik van de positionele werkingen (Van Leeuwen, 1981; Van Wirdum, 1981) voor indicatie van het milieu berust ook op het integreren van de abiotische landschapsfactor. Dit betreft ruimtelijke toestanden waaruit het bestaan van bepaalde operationele factoren kunnen worden afgeleid. Het eenvoudigste voorbeeld is het relief. De laagste plekken zullen als gevolg van zwaartekracht materialen ontvangen van de hogere. Dit kan bijvoorbeeld water zijn, maar ook van alles opgelost in water. Zo toonde Van Leeuwen (1966, 1981) aan dat de potentiële kwaliteit voor natuurwaarden samenhangt met zulke gradiëntsituaties waar een oligotroof milieu 'heerst' over een eutroof milieu, d.w.z. dat het oligotrofe gebied ligt boven het eutrofe (zoet boven zout, mineraalarm boven mineraalrijk). Wanneer men een dergelijke situatie waarneemt kan men dit dus als een indicatie voor de potentiële kwaliteit van de zich er tussen bevindende gradiënt gebruiken, ook als die op dat moment niet onmiddellijk actueel waarneembaar is. Deze constatering kan zowel met biotische vegetatiekartering als abiotische middelen (geomorfologische en/of bodemkartering) plaatsvinden.

Kwantitatief tegenover kwalitatief

In het voorgaande zijn de mogelijkheden en beperkingen behandeld van de bioindicatiemethoden. Ik wil waarschuwen voor pogingen deze te gebruiken op een te kwantitatieve manier. Kwantitatieve gegevens zijn zelfs met nauwkeurige chemische en fysische methoden moeilijk te verkrijgen. Dit wordt veroorzaakt doordat zoveel factoren niet vatbaar zijn voor dit soort metingen, terwijl van sommige conditionele zaken de meting slechts indirecte waarden oplevert. De biologische indicatoren mogen direct op de operationele factoren reageren, echt kwantitatief werken ligt niet in de aard van de methoden besloten. Men zal zich in de meeste gevallen met een kwalitatief gegeven tevreden moeten stellen, met een diagnose van wat er gaande is. Heeft men werkelijk kwantitatieve gegevens nodig om in te grijpen, dan zal men een combinatie van indicatie via de organismen en chemisch/fysische bepalingen moeten zoeken, waarnaast het experiment in vele gevallen onvermijdelijk is (Zonneveld, 1982).

Literatuur

Bannink, J. F., H. N. Leys & I. S. Zonneveld, 1973. Vegetatie, groeiplaats en boniteit in Nederlandse naaldhoutbossen. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 800/Bodemkundige Studies 9, Pudoc, Wageningen, 188 p.

Bannink, J. F., H. N. Leys & I. S. Zonneveld, 1974. Akkeronkruidvegetatie als indicator van het milieu, in het bijzonder de bodemgesteldheid. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 807/Bodemkundige Studies 11, Pudoc, Wageningen, 88 p.

Ellenberg, H., 1974. Zeigerwerte der Gefäszpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica IX, Verlag Erich Goltze. Z. Auflage, Göttingen, 122 p.
Holdridge, L. R., 1959. Ecological indication of the need for a new approach to tropical land use. Economic botany 13(4): 271 - 280.
Iversen, J., 1936. Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der Vegetationsforschung. Levin & Munksgaard, København, 224 p.
Leeuwen, Chr. van, 1966. A relation theoretical approach to pattern and process in vegetation, Wentia XV: 25 - 46.
Leeuwen, Chr. van, 1981a. College dictaat. TH Delft, 79 p.
Leeuwen, Chr. G. van, 1981b. From ecosystem to ecodevice. In: S. P. Tjallingii & A. A. de Veer (Eds.): Perspectives in landscape ecology. Proceedings of the International Congress organized by the Netherlands Society for Landscape Ecology, Veldhoven, Pudoc, Wageningen, p. 29 - 34.
Leeuwen, Chr. van, 1981c. Natuurtechniek. Ecologie en natuurtechniek (5). Tijdschrift Koninklijke Nederlandse Heidemij. 92 (7/8): 297 - 306.
Londo, G., 1975. Nederlandse lijst van hydro-, freato- en afreatofyten. Rapport RIN, Leersum, 52 p.
Raunkiaer, C., 1937. Plant life forms. Oxford, Clarendon Press, 104 p.
Schreiber, K. F., 1977. Landscape planning and protection of the environment. Applied Science and Development 5: 128 - 135.
Tüxen, R., 1958. Die Koinzidenzmethode-Eichung von Pflanzengesellschaften auf edaphischen Faktoren. Angewandte Pflanzen-soziologie 15: 1 - 10.
Walter, H., (translated by Joy Wieser), 1973. Vegetation of the earth in relation to climate and the eco-physiological conditions, Heidelberg Science Library.
Wirdum, G. van, 1981. Design for a land ecological survey of nature protection. In: S. P. Tjallingii & A. A. de Veer (Eds.): Perspectives in landscape ecology. Proceedings of the International Congress organized by the Netherlands Society of Landscape Ecology, Veldhoven, Pudoc, Wageningen, p. 245 - 251.
Zonneveld, I. S., 1959. Het verband tussen bodem- en vegetatiekundig onderzoek. Boor en Spade X: 35 - 58.
Zonneveld, I. S., 1960. De Brabantse Biesbosch. Een studie van bodem en vegetatie van een zoetwatergetijdendelta (3 delen). Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 65.20. 210 + 396 p. + 17 bijlagen (kaarten + tabellen).
Zonneveld, I. S., 1977. Classificeren en evalueren van bos mede met behulp van de spontane vegetatie. Nederlands Bosbouw Tijdschrift (1977): 44 - 64.
Zonneveld, I. S., 1979. Land(scape) science and land evaluation. ITC-textbook VII-4, 2e druk. 134 p.
Zonneveld, I. S., 1982. Principles of indication of environment through vegetation. In: L. Steubing & H. J. Jäger (Eds): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Junk Publishers, The Hague.

De noodzaak van een ecologisch kwaliteitsconcept

P. J. Schroevers

Indicatoren voor kwaliteit?

Een indicator, zo kunnen we het samenvatten, is een ding dat zichtbaar, hoorbaar of voelbaar maakt, wat op zichzelf niet zichtbaar, hoorbaar of voelbaar is. Vaak gaat het daarbij om tamelijk concrete zaken, die we misschien ook wel directer zouden kunnen ervaren. Een zuurgraad kun je ook proeven, maar een pH-meter is een beter instrument. En als je die niet bij je hebt, dan is het prettig om te weten dat de aanwezigheid van *Sphagnum cuspidatum* betekent, dat de pH niet boven de 6,5 kan zijn. En als de opslag van kwik in bepaalde weefsels van vissen een goede afspiegeling vormt van het voorkomen van kwik in het water, dan maakt dit het waarnemen een stuk gemakkelijker. Maar meestal bedoelen we toch wel meer, als we het over een indicator hebben. Als we de mate van invloed van de zee op het water willen weten, dan kunnen we het chloridegehalte in dat water vervolgen door middel van heel eenvoudige titraties. Toch bestaat er een indrukwekkende brakwatertypologie, waarin allerlei organismen fungeren als indicator voor de mate van brakheid. En vaak zien we zelfs nog, dat de metingen met behulp van die organismen in strijd zijn met die van onze titraties. En het gekke is, dat we dan aan die organismen méér waarde toekennen dan aan de gemeten chloridegehalten (Den Hartog, 1963). Het gaat ons niet om kale chloridecijfers: het gaat om de respons van het totale patroon van betrekkingen in een ecosysteem; respons op de voortdurende wisseling van rust en dynamiek die eigen is aan water dat ergens door de zee wordt beïnvloed. Brakwater vertoont een eigen karakter, en om die reden kennen we het een *kwaliteit* toe.

En daarmee zijn we bij ons begrip 'kwaliteit' terechtgekomen. Kwaliteit is iets wat niet zichtbaar, niet hoorbaar, niet voelbaar is, maar wat door onze indicatoren zichtbaar, hoorbaar of voelbaar wordt gemaakt. Kennelijk is het zo, dat achter de werkelijkheid die we waarnemen een andere werkelijkheid schuilgaat: een abstracte werkelijkheid, niet van dingen maar van principes. Is 'kwaliteit' zo'n principe? Kunnen wij, door naar de dingen om ons heen te kijken, planten, dieren, gemeenschappen, weefsels, zuurstofconcentraties, iets zeggen over dat moeilijk fenomeen 'kwaliteit'?

Kwaliteit: een bron van verwarring

Hydrobiologen van de Provinciale Waterstaat van Utrecht vonden kortgeleden in een sloot in de buurt van Bunnik een aantal diatomeeën (kiezelwieren) die normaliter thuishoren in een speciaal vennentype. Dit vennentype, dat vroeger in Drenthe en Noord-Brabant hier en daar te vinden was, is door eutrofiëring praktisch verdwenen. Men kan dus wel zeggen, dat hier van een bijzondere toestand sprake was. Was de gemeenschap ergens in de Staatsbossen van Brabant of Drenthe gevonden, dan was het een argument geweest om het water een status van reservaat te geven. Maar helaas, dit was niet het geval. Nog gekker: het ging hier om een sloot langs de autosnelweg, die van Oudenrijn naar Arnhem loopt en wel in het gebied waar werkzaamheden plaatsvinden voor de aanleg van een verkeersknooppunt: datzelfde verkeersknooppunt, dat de afrit moet leveren voor de weg door een mooi bosgebied, het bos Amelisweerd, tegen de aantasting waarvan natuurminnend Nederland meer dan tien jaar heeft gevochten (Van der Peijl & Grimbergen, 1983). De aanleg van deze weg heeft zo aanleiding gegeven tot omstandigheden die gunstig waren voor het optreden van heel zeldzame algensoorten, waar we terecht waarde aan hechten. Maar diezelfde wegaanleg heeft tot gevolg gehad, dat een bos van eeuwen oud werd verminkt. Betekent zo'n weg nu een verrijking voor Nederlands natuur of een verarming?

Daar komt nog iets bij. In de sloot leefden geen vissen. Het kan best zo zijn, dat ze in die gemeenschap niet thuishoren: vennen zitten ook vaak zonder vis. Maar zulk water langs de grote weg zit natuurlijk vol lood. Je zou je ook kunnen voorstellen dat het water er te giftig voor was. Milieuhygiënisch valt er dus wel wat op aan te merken. Maar dat neemt toch niet weg, dat de zeldzame soorten zich er prima bij voelen en zich kennelijk van het lood niets aantrekken. Zware metalen hoeven voor natuurlijke diversiteit helemaal geen belemmering te zijn, zeker niet als het deze kleine, lager georganiseerde wezens betreft. Verschillende onderzoekers hebben aangetoond dat voor zware metalen, bestrijdingsmiddelen, temperatuur en andere fenomenen, fysiologische rassen bestaan, zodat dat wat verdwijnt, vroeger of later weer kan worden vervangen. En vooral bij micro-organismen kan zoiets heel snel gaan (Johnson, 1952; Moraitou-Apostolopoulou & Verripoulos, 1978).

Wat is nu de kwaliteit van deze sloot? 'Abominabel' zeggen sommige deskundigen: 'het water stikt van het lood en er valt niets mee te doen'. 'Dat mag je zo niet zeggen', beweert een andere looddeskundige. Dat vissen er niet in leven, hoeft nog niet te betekenen dat ze het lood niet verdragen. Dat kan net zo goed door de relatieve voedselarmoede komen. In zulke sloten leeft nooit vis. En bovendien zijn deze sloten niet bedoeld om uit te drinken. Er vallen nog heel andere dingen mee te doen. Milieukarteerders vinden de hele redenering maar niks. Het gaat niet om gehalten aan lood. Het gaat om het reilen en zeilen van een stuk natuur, waarvoor het lood één van de bedreigingen vormt. Hier weet de natuur kennelijk het hoofd te bieden. Zij vinden het een prima sloot, want er zit een bijzondere levensgemeenschap in. Maar de Vrienden van Amelisweerd hebben er geen goed woord voor over.

Kiezelwieren – misschien zijn er tien, vijftien Nederlanders die ooit naar de Bunnikse vondsten zullen kijken. Ondertussen was die sloot noodzakelijk bij de vernietiging van een bos, waar duizenden van profiteerden: die sloot had er volgens hen nooit mogen komen. Zo zien we: zoveel hoofden, zoveel zinnen. Het zijn allemaal ecologen die er iets van zeggen, maar wat ze zeggen is bij ieder anders. Praten over kwaliteit betekent terechtkomen in een wirwar van opvattingen, tegenstrijdigheden en vooroordelen. Wie die uitdaging aanvaardt, die weet dat hij zich in een wespennest steekt.

Een ecologische omschrijving van kwaliteit

Is kwaliteit een natuurprincipe? Kunnen wij door naar de dingen om ons heen te kijken iets zeggen over het fenomeen kwaliteit? Zo vroegen we ons af. In ons voorbeeld zagen we hoe moeilijk dat is. Kwaliteit is een veelkoppig monster. Zouden we in staat zijn om het gemeenschappelijke in al die verschillen te ontdekken en in een goede definitie te vangen? In het boekje 'Landschapstaal' (Schroevers, 1982) van de werkgroep Theorie van de WLO (Werkgemeenschap van Landschapsecologen) wordt kwaliteit als 'verhouding tussen milieu-eisen en functievervulling' gedefinieerd. Ik vind dat zelf een goede definitie. Ze geeft aan, dat in uiterste instantie kwaliteit een ecologisch begrip is, want hoe we over functievervulling ook mogen denken; vanaf voetballen of windsurfen tot het overleven van de menselijke soort toe: de relatie tot milieueisen staat centraal, en wat is er méér ecologisch dan te praten over milieueisen?

Een in kringen van waterbeheerders in het waterbeheer veel gebruikte definitie is 'kwaliteit is de mate waarin een gegeven situatie overeenkomt met een standaardtoestand'. Ze is wat praktischer, directer dan de vorige, maar ze drukt in feite het zelfde uit. In beide gevallen wordt iets heel concreets: een aangetroffen situatie, een veld van menselijk handelen, in verband gebracht met iets abstracts als een standaardtoestand, of het complex milieueisen van de soort. Zo drukken beide definities één ding bijvoorbeeld aardig uit: kwaliteit is een *interpretatie*: ze probeert een gegeven situatie, iets wat je buiten hebt waargenomen of ervaren, te plaatsen in een kader wat je zelf door actief *nadenken* heb gemaakt.

Dat kader, die standaardtoestand, kan op natuurlijke principes gebaseerd zijn. Het geeft dan een toestand weer die wij als maatgevend menen te moeten zien op strikt ecologische gronden. De hydrobiologen van Utrechts Provinciale Waterstaat zouden hun sloot biologisch gesproken de kwaliteit 'ven' mee kunnen geven. Ze relateren dan hun vondst aan een abstract-typologische indeling. Onderzoekers die zich in deze benadering thuisvoelen, zeggen wel eens dat zij kwaliteit alleen als een 'toestand' willen zien. Dat is niet zo'n gelukkige omschrijving, want ze interpreteren wel degelijk; maar die interpretatie gaat in op kwalitatieve hoedanigheden en wil met goed en slecht, met waardeoordelen niets te maken hebben (De Lange & De Ruiter, 1977). Iedereen zal het er mee eens zijn, dat het bestuderen van die hoedanigheden een opdracht is voor de ecologische wetenschap, maar het is de vraag of het publiek

zich daar erg voor zal interesseren.

Anders is het met die andere groep van kwaliteitsbeoordelaars. De standaardsituatie, die in de definitie genoemd was betekent voor hen iets meer: het is voor hen een toestand die ze als een na te streven ideaal zien. Het water in de Bunnikse sloot vertoont heel onalledaagse kenmerken, en daardoor zijn ze geneigd om die toestand als waardevol te beschouwen. Als we de definitie op deze manier interpreteren, dan komen we in een maatschappelijke discussie terecht. We gaan dan uitspraken doen over 'goed' en 'niet goed', en verlaten daarmee het terrein van de wetenschap.

De maatschappelijke betekenis van een ecologisch kwaliteitsbegrip

In dit boek wordt door ecologen over kwaliteit in de ruime zin gepraat. Zij vinden dus, dat hun wetenschappelijke inzichten en methoden hun wel degelijk de mogelijkheden geven om over 'goed' en 'niet goed' te praten. Toch ligt de zaak complexer. De meeste wetenschappers hanteren wel kwaliteitsuitspraken, maar ze definiëren kwaliteit niet. Dat willen ze ook niet. Ze zetten zich vooral af tegen de zogenaamde objectieve wijze, waarop natuurwaarden in het verleden in kaart zijn gebracht. 'Dat kan niet', zeggen ze, 'laten we dat maar vergeten. Laat het aan de demócratie over om wenselijkheden aan te geven. Dan zullen wij de normen en technieken wel verschaffen waarmee gemeten kan worden. Wij willen functiegericht bezig zijn. Als wij over kwaliteit praten, dan denken we aan die héél concrete velden die door mensen als kwaliteit worden ervaren: bruikbaarheid van water, bodem en lucht voor allerlei zaken die onze gezondheid en onze economie aangaan. En als we over indicatoren praten, dan bedoelen we meetmethoden om over deze dingen uitspraken te kunnen doen. Dat is al moeilijk genoeg. Laten we vooral niet meer willen.'

Het is om zuiver praktische redenen verstandig om niet meer hooi op je vork te nemen dan je tillen kan, maar wie dit standpunt als een principe wil zien, die moeten wij toch bestrijden. Wat hier in feite gebeurt is, dat men het hele kwaliteitsbegrip uit de ecologie verbant. Men wil er wel over denken, maar men wil het niet ecologisch definieren. Men verwijst bij een definitie naar beleidsuitspraken van onze eigen overheid, de Europese Economische Gemeenschap of van de Raad van Europa. Ze hebben natuurlijk gelijk. Waardeuitspraken zijn niet het domein van de wetenschap. Maar dat houdt niet automatisch in, dat we ons kritiekloos moeten richten naar wat er van ons verlangd wordt, en dat we ons moeten beperken tot een stukje technische invulling voor functies die de natuur worden opgelegd. Dan vergeten we de strekking van onze landschapstaal-definitie, waarin functievervulling immers wordt betrokken op milieueisen? In laatste instantie komt het oordelen over goed en niet goed neer op 'to be or not to be', en dat is een strikt ecologische keuze. Daarin zijn wij mensen niet anders dan het driedoornige stekelbaarsje, de groene specht of de boterbloem.

Men zou het een lastig bijverschijnsel van de mens kunnen noemen, dat hij een denkend wezen is. Dat maakt dat hij op verschillende manieren een aanspraak op zijn omgeving kan maken, en daardoor in belangentegenstellingen verwikkeld

wordt. Het voorbeeld van de Bunnikse sloot heeft er een paar laten zien. Wij kunnen als ecologen die belangentegenstellingen niet uit de wereld helpen, maar wij kunnen wel aangeven dat ze allemaal iets met dat overleven te maken hebben. Wij kunnen laten zien dat belangenconflicten op de korte termijn te sussen zijn, maar dat dat een aanleiding kan zijn voor nieuwe problemen op de lange termijn; problemen die met overleven te maken hebben. Zó gedacht, gaat het wel degelijk om ecologische grenzen, precies als bij stekelbaars, groene specht en boterbloem.

Ecologen kunnen zinnig over kwaliteit praten; niet door te vertellen wat goed is en wat niet, maar wel door argumenten aan te dragen waarmee geoordeeld kan worden, argumenten die vooral gelden voor de lange termijn, voor een leefbare toekomst. Ze zullen dat moeten doen. Nog sterker: in uiterste instantie is dit het enige belangrijke, wat wij ecologen de wereld te bieden hebben: het geven van een wetenschappelijke fundering voor de manieren waarop over waarden wordt nagedacht. Menselijke cultuur is altijd een zoeken naar een juiste balans tussen het wenselijke en het mogelijke, tussen de haalbaarheden die de mens zich stelt en de beperkingen die de natuur hem oplegt. Tegenover de vraag: 'Wat wil ik bereiken?' hoort altijd de vraag te staan 'Wat zijn de gevolgen als het misgaat?' Die balans is in onze dagen grondig verstoord, dat is ons allen bekend. Die laatste vraag komt tegen het haalbaarheidsgeweld van een groeieconomie maar slecht aan bod. Het is een vraag naar kwaliteit en de criteria komen in laatste instantie bij de ecologen vandaan. Ecologen die dit niet erkennen ontlopen hun verantwoordelijkheid. Ze zeggen die aan de democratie te geven, maar in werkelijkheid geven ze die aan de economische haalbaarheidsmodellen die nog steeds ons wereldbeeld schijnen te moeten bepalen. We hoeven maar te letten op de manier waarop naar werkloosheidsproblemen wordt gekeken, compleet met alle treurige toestanden rond de kabinetsformatie en wat deskundigen van rechts en links daarover te vertellen hebben. En in de slag om de natuur blijkt deze altijd een sluitpost te zijn in plaats van een basisvoorwaarde. Vooraanstaande politici luisteren graag naar deskundigen, dat is ons bekend, maar waarom komen ze niet bij ons?

Een kwaliteitsoordeel als resultaat van een holistisch natuurbeeld

In het Indicatief Meerjaren Programma Water 1980 - 1984 (Anon., 1981) voor de sanering van het oppervlaktewater (IMP) van 1975 werd voor het eerst de term 'algemene ecologische functie' ingevoerd. Watersaneerders waren niet gelukkig met de pragmatische functiebenadering. 'Water is méér dan een optelsom van deelfuncties', zo stelden ze. Het is een levend iets en we kunnen er niet onderuit, het ook als zodanig tegemoet te treden. Het was een progressief trekje en het valt te begrijpen dat dat op ecologen heel plezierig overkwam. Helaas geldt dat veel minder voor de uitwerking van dat beginsel. De aanpak van dat probleem, die ecologisch wetenschappelijk is bedoeld, blijkt in werkelijkheid een vorm van nostalgie te zijn: aan biologische waterbeoordelaars wordt gevraagd, hoe 'natuurlijk' onze wateren zijn en zij proberen dat te achterhalen door naar het verleden te kijken. Het jaar 1900 wordt

min of meer als een keerpunt gezien. Vóór die tijd leefde de mens in vrede met de natuur, daarna niet meer. En wat men wil is een soort teruggang naar toen. Is dat niet een vorm van nostalgie?

Het is een onjuiste gedachtengang. De mens van toen leefde niet in vrede met de natuur, zijn manier van omgaan met de natuur was anders dan de onze, maar dat kwam omdat de economische structuren toen anders waren dan nu. En omgekeerd: onze natuur is niet minder natuurlijk dan die van toen: ze is de vanzelfsprekende respons op al datgene wat de mens onderneemt. Het blauwwier *Oscillatoria tenuis*, dat vaak onze sloten overwoekert, is een teken van vervuiling, maar prachtig om te zien, even prachtig als de klaprozen en kamilles langs de snelweg. Ze horen bij de economie van vandaag en ze vormen daarvan een spontane weerslag; zeer natuurlijk; in ieder geval méér natuurlijk dan de draaihalzen in het natuurreservaat, die alleen dank zij nestkastjes zich weten te handhaven, of dan de heidevelden van de Hoge Veluwe, die met veel kosten en moeite vrij worden gehouden van berken en Amerikaanse vogelkers. De natuur van 1900 was veel rijker dan die van nu; dat is waar. En zich aan die rijkdom spiegelen kan geen kwaad. Voor een algemene ecologische functie kan diversiteit een goed centraal criterium zijn, maar we moeten het verleden niet als een maatstaf daarvoor nemen. Beter is het om één gedachte te ontwikkelen over de manieren waarop die diversiteit tot stand komt, hoe menselijk handelen daar invloed op kan uitoefenen en ook, hoe dit criterium zich verhoudt tot andere eigenschappen van de natuur, eigenschappen waar wij als mens waarde aan hechten. Als we daartoe in staat zijn, dan kunnen onze waardecriteria een belofte voor de toekomst inhouden. Dan zijn ze progressief.

Stellen wij ons voor: een gezelschap bezoekt een veengebied. Het verblijft er meerdere uren en leden van het gezelschap moeten zich af en toe even verwijderen. Volgend jaar zien we op die plaatsen brandnetels. Hier heeft een uitwendige dynamische kracht de diversiteit van het veen verhoogd. Zo kan eutrofiëring, het binnendringen van mineralen, de groei van nieuwe soorten bewerkstelligen, en of dat nu brandnetels zijn of welriekende nachtorchissen, dat is maar een gradueel verschil. Op die manier moeten we ons het ontstaan van blauwgraslanden of de desmidiaceeënrijkdom van de Oisterwijkse vennen voorstellen. Diversiteit en oernatuur horen dus niet onverbrekelijk bij elkaar; de relatie tussen mens en natuur is een heel andere. Een zekere mate van beïnvloeding is goed voor de natuur, en het is niet 'de mens' die de zaak verprutst, maar veeleer een niet in de hand gehouden proces. In zo'n visie is de mens niet strijdig met de natuur. Integendeel, er zijn veel parallellen, en een uit de hand gelopen economie zou er wel eens de oorzaak van kunnen zijn dat het ook met de natuur uit de hand is gelopen.

Deze gedachte is van grote betekenis voor ons kwaliteitsconcept. Ze houdt bijvoorbeeld in, dat oude waarden die verdwenen zijn nóóit meer terugkomen, maar ze houdt óók in, dat nieuwe economische verhoudingen, nieuwe kansen voor de natuur kunnen scheppen. Wij zouden als ecologen daar de potenties kunnen aanwijzen en de voorwaarden voor kunnen aangeven. Zou dat niet een betere basis zijn voor een algemene ecologische functie?

Het ecologische kwaliteitsbegrip als hulp bij toekomststrategieën

Stellen wij ons voor, dat mensen die betrokken zijn bij het probleem van de Bunnikse sloot uit het begin van dit verhaal zich door het betoog aangesproken voelen, en dat ze besluiten om eens met elkaar om de tafel te gaan zitten. Ze vinden het te gek, dat ze zo verschillend oordelen, terwijl ze toch hetzelfde bedoelen. Hoe zou zo'n gesprek kunnen toegaan? Alle manieren waarop over kwaliteit gedacht kan worden vinden we rond de tafel terug. Alleen degene die aan het woord kwaliteit geen waardeoordeel wilde verbinden, heeft afgehaakt. Hij heeft belangrijker dingen te doen, vindt hij. Het feit, dat hier ventoestanden worden aangetroffen op een plaats waar geen ven in de omgeving te bekennen valt, dat maak je niet elke dag mee. Hij is gauw een monstertje gaan halen en zit nu achter zijn microscoop.

De functiegerichte beoordelaars zijn aanwezig. Zij waren het die naar het lood gekeken hadden. Aanvankelijk waren ze alleen geïnteresseerd in de vraag of het ontbreken van vis nu een goede indicatie kan zijn of niet. Dat er andere waarden waren, dat zagen ze natuurlijk wel, maar hun bijdrage aan zo'n beoordeling was ze toch niet duidelijk. Maar de diatomeeënman brengt ze aan het twijfelen. Lood – en voor andere min of meer systeemvreemde stoffen geldt het natuurlijk net zo – kan een gemeenschap grondig aantasten, maar hoeft dat niet te doen. Theoretisch, zo merkt iemand uit het gezelschap op, zou je je zelfs kunnen voorstellen, dat een béétje lood in het water best goed is voor diatomeeën: het kan andere kwalijke factoren onderdrukken bijvoorbeeld. Bestaat er in België niet een heel bijzondere loodflora? (Ernst, 1965). De loodman erkent dat de invloed van een teveel aan lood best heel lang onopgemerkt kan blijven, maar dat plotseling de hele gemeenschap in elkaar kan storten, doordat er iets anders gebeurt. Hij mompelt het woord 'synergisme', wat niets verklaart, maar wel laat zien dat de problemen van diatomeeën en lood veel met elkaar te maken hebben.

De biologische waterbeoordelaars en Vrienden van het bos zitten aan het begin van de zitting elkaar nogal in de haren. Maar een gezamenlijk standpunt wordt toch wel, dat als een gebied vernietigd wordt, delen van dat gebied er wel bij kunnen varen. Menselijke invloed hoeft niet per sé slecht te zijn voor de natuur, de Vrienden erkennen dat. Dan blijkt, dat één van de waterbeoordelaars zelf in de bomen van Amelisweerd had gezeten toen er acties gevoerd werden.

Natuurlijk blijven de tegenstellingen als de verschillende mensen voor hun belangen opkomen. Maar er gloort wel onderling begrip. Ze beseffen bijvoorbeeld, dat de verschillende benaderingen toch ergens hetzelfde verhaal te vertellen hebben, maar dat hun onderlinge verschillen vooral voortkomen uit functionele beperking en schaalbeperking die ze zichzelf opleggen. Ze beseffen ook, dat de in totaal toch negatieve balans erg veel te maken heeft met een 'te veel'; een teveel aan dynamiek, veroorzaakt door een teveel aan energie. Maar plaatselijk kan dat tot een verarming van de bodem leiden: een 'te weinig' treedt op en dat kan de bron zijn van een nieuwe biologische rijkdom. Zo zouden zij tesamen kunnen opkomen voor een andere omgang met de natuur. Hun ervaringen hebben dat opgeleverd, ondanks het feit dat

die ervaringen soms tegengesteld zijn. Het gezelschap besluit die gedachte uit te werken. Ze maken een analyse van het Nederlandse landschap door de eeuwen. Zo komen ze erachter, waarom nu specifieke organismen op specifieke plaatsen groeien. Ze relateren dit aan energiegebruik door de eeuwen heen, ze weten het schaalbegrip hanteerbaar te maken en ze analyseren de relatie die er bestaat tussen diversiteit en produktiviteit, waarmee ze tegelijk het probleem tussen natuurbeschermer en boer in de beschouwing halen. Ze komen tot een ecologisch kwaliteitsmodel, vergelijkbaar met economische modellen van centrum en periferie, daardoor voor economen goed te lezen en te begrijpen. En met dat stuk proberen ze om politici en economen van de betekenis van hun argumenten te overtuigen.

Zo gaat het in werkelijkheid natuurlijk niet. Om als ecologen enige invloed op het beleid te kunnen uitoefenen vraagt wel meer dan een groepje mensen dat in een paar zittingen tot een toekomstmodel komt. En als dat model er eenmaal is, dan zullen er heel wat belangen moeten wijken en zal de strijd niet zo eenvoudig zijn. Maar wel blijkt, dat de vraag om zo'n ecologisch kwaliteitsconcept een belangrijke vraag is. We zullen er een antwoord op moeten zoeken.

Literatuur

Anon., 1981. Indicatief Meerjaren Programma Water 1980 - 1984. Ministerie an Verkeer en Waterstaat. Staatsuitgeverij. 146 p. + bijl.

Ernst, W., 1965. Okologisch-soziologische Unterschungen der Schwermetallpflanzengesellschaften Mitteleuropas unter Einschluss der Alpen. Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 27: 1 - 54.

Hartog, C. den, 1963. The amphipods of the Deltaic region of the rivers Rhine, Meuse and Scheldt in relation to the hydrography of the area. I. Introduction and hydrography. Netherlands Journal of Sea Research 2: 29 - 39.

Johnson, D. S., 1952. A thermal race of Daphnia atkinsoni Baird and its distributional significance. Journal of animal Ecology 21: 118 - 119.

Lange, L. de & M. de Ruiter (red.), 1977. Biologische waterbeoordeling. Methoden voor het beoordelen van Nederlands oppervlaktewater op biologische grondslag. Werkgroep Biologische Waterbeoordeling. Uitg. TNO Delft, 251 p.

Maarel, E. van der & P. Dauvellier, 1978. Naar een globaal ecologisch model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland. Studierapporten Rijks Planologische Dienst, Ministerie van Volkshuisvesting en Ruimtelijke Ordening. 314 p. + bijl.

Meelis, E. & W. J. ter Keurs, 1976. Milieukarteren, een wetenschappelijke activiteit? Natuur en Landschap 1976: 85 - 99.

Moraitou-Apostolopoulou, M. & G. Verripoulos, 1978. Some factors affecting the nutrition of Copepods adapted to polluted and eutrophic biotopes. Rev. Int. Oceanogr. Med. 51/52: 89 - 99.

Peijl, D. v.d. & C. Grimbergen, 1983. Amelisweerd, de weg van de meeste weerstand. Ordeman, Rotterdam. 143 p.

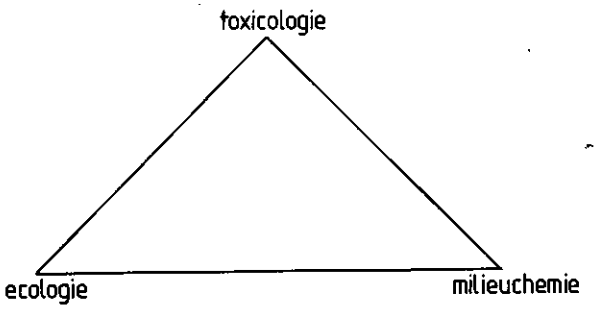
Schroevers, P. J., 1980. Een kwestie van schaal. Phase 1: 30 - 39.

Schroevers, P. J. (red.), 1982. Landschapstaal: Een stelsel van basisbegrippen voor de landschapsecologie. Pudoc. Reeks Landschapsstudies. 109 p.

Ecotoxicologie - Inleiding

J. H. Koeman

De term ecotoxicologie is sinds enkele jaren in het spraakgebruik ingeburgerd. Het aandachtsgebied is duidelijk, het betreft het vakgebied dat zich richt op de bestudering en beoordeling van mogelijke schadelijke invloeden van chemicaliën op ecosystemen. Disciplinair gezien gaat het hierbij om een pluriform vakgebied waarin een synthese tot stand komt van toxicologie, milieuchemie en ecologie zoals aangeduid in onderstaande driehoeksverhouding.



De toxicologie bemoeit zich primair met de effecten op het niveau van het individu van een soort. Hiervoor is kennis en inzicht noodzakelijk met betrekking tot de fysiologie, pathologie, biochemie, immunologie en andere basiswetenschappen waarin het functioneren van de mens en andere organismen worden bestudeerd. Milieuchemici doen metingen over het voorkomen van chemicaliën in het milieu en analyseren processen die van betekenis zijn voor de verspreiding, depositie en afbraak van stoffen. Dit zijn gewoonlijk wetenschappers die hun basis vinden in de analytische chemie, biochemie en microbiologie. Toxicologen en milieuchemici kunnen samen beoordelen of onder natuurlijke omstandigheden sprake kan zijn van een zodanige blootstelling van organismen dat dit zal leiden tot een toxisch effect. Tenslotte is het de ecologie die onderzoekt welke consequenties een toxisch effect op één of meerdere soorten heeft voor de betrokken populaties alsmede voor andere organismen die deel uitmaken van het betreffende ecosysteem. De ecoloog is een bioloog met specialistische kennis van de levenscycli van organismen, kringloopprocessen in de natuur, populatiedynamica en andere zaken die voor het ontrafelen van de betrekkingen tussen organismen onderling en hun abiotische omgeving nodig zijn. Ecotoxicologen die het gehele gebied beheersen zijn er niet, tenzij men deze

functionarissen identificeert als toxicologen met gevoel voor de ecologie en milieuchemie of als ecologen met gevoel voor de toxicologie en milieuchemie. De milieuchemicus verdient dit predikaat minder gemakkelijk gezien een gewoonlijk te geringe fysiologische en algemeen biologische basis.

De inbreng van de toxicologie bij de evaluatie van ecotoxicologische risico's van chemicaliën berust op het kwalitatief (aard van het effect) en kwantitatief (effect van dosis of concentratie en relaties tussen tijd en effect) registreren van de effecten van chemicaliën per soort. Op die wijze kan de potentiële kwetsbaarheid worden bepaald van soorten of bepaalde taxonomische groepen. De relatief gevoelige soorten zou men vanuit de toxicologie gezien kunnen beschouwen als indicatoren voor milieuschade. Dit zijn organismen waarbij het optreden van effecten onder praktijkomstandigheden van het gebruik of de lozing van stoffen het eerst mag worden verwacht. Die effecten kunnen zijn het optreden van sterfte, veranderingen in de voortplantingsparameters, orgaangewichten en activiteit van bepaalde enzymen en bijvoorbeeld cytogenetische effecten. De indicatorfunctie kan soms meetbaar zijn op populatieniveau wanneer de effecten consequenties hebben voor bijvoorbeeld de leeftijdsopbouw of omvang van populaties. Dit behoeft niet steeds het geval te zijn. Het kan bijvoorbeeld voorkomen dat oversterfte wordt gecompenseerd door een verhoogde voortplantingsactiviteit of immigratie van individuen van elders. Populatieparameters kunnen in dergelijke situaties geen indicatorfunctie vervullen.

De volgende bijdragen aan dit onderdeel zullen illustreren op welke wijze ecotoxicologische indicatoren dienstbaar kunnen worden gesteld aan het onderzoek naar milieukwaliteit.

Dierlijke indicatoren in relatie tot de beoordeling van neveneffecten van de chemische vectorbestrijding

J. W. Everts

Inleiding

Bestrijdingsmiddelen worden op grote schaal in het natuurlijk milieu aangebracht bij de bestrijding van ziekteoverbrengers (vectoren) en landbouwplagen. Voor Afrika zijn voorbeelden van de eerste:
- rivierblindheid, waarbij de vector, de kriebelmug *Simulium damnosum* als larve wordt bestreden door de rivieren te bespuiten,
- bilharzia of schistosomiasis, waarbij stilstaand en stromend water wordt behandeld tegen de vectoren (waterslakken van de geslachten *Bulinus* en *Biomphalaria*) en
- slaapziekte, waarbij rivierbossen en moerasvegetatie bespoten worden tegen *Glossina*-soorten (tseetseevliegen).

Voorbeelden van landbouwplagen zijn:
- sprinkhanenplagen, waarbij oases en wadi's worden bespoten en
- vogelplagen waarbij bomen en andere broedplaatsen worden behandeld.

In alle genoemde gevallen zijn alternatieve bestrijdingsmethoden nog niet operationeel of te duur. Er is de uitvoerende instanties over het algemeen veel aan gelegen de schade aan de natuur tot een minimum te beperken. Dit gebeurt door het bestrijdingsmiddel en de toepassingstechniek zodanig aan te passen dat minimale schade wordt veroorzaakt. Omdat de omstandigheden waaronder gespoten wordt van streek tot streek verschillen is kennis vereist van de risico's in meerdere situaties.

Het onderzoek dat hier besproken wordt heeft betrekking op de effecten van chemische bestrijding van tseetseevliegen in West Afrika (Ivoorkust en Boven Volta), van 1978 tot 1981. De operaties hadden in alle gevallen een experimenteel karakter en werden daarom op beperkte schaal (100 – 500 km^2) uitgevoerd, waarbij meerdere middelen gelijktijdig werden getest. De uitvoerende instanties waren de Wereldgezondheidsorganisatie en de Wereldvoedselorganisatie.

De bestrijdingsmiddelen werden aangebracht in bossen langs rivieren en rond dorpen, op de rustplaatsen van tseetseevliegen. Het spuitschema kan gebaseerd zijn op een persistente of op een 'knock-down'-toepassing. Bij de eerste methode wordt een hoeveelheid insekticide aangebracht die voldoende is voor een werkingsduur van enkele maanden. De behandeling wordt één tot drie maal per seizoen herhaald. Bij de tweede methode wordt een geringe hoeveelheid insekticide verspoten, juist voldoende om alle actieve plaaginsecten te doden. Individuen die na de bespuiting uitkomen worden, voordat zij zich kunnen voortplanten, door een volgende

bespuiting getroffen, enz. De cyclus kan uit 5 – 7 behandelingen bestaan. De eerste methode is goedkoper, maar ook schadelijker voor het milieu.

De insekticiden die over het algemeen bij de bestrijding worden toegepast zijn gechloreerde koolwaterstoffen en pyrethroïden. Het onderhavige onderzoek betrof campagnes waarbij endosulfan, deltamethrin, permethrin en cypermethrin werden gebruikt. De effecten van endosulfan en deltamethrin konden bij meerdere gelegenheden worden geobserveerd.

Het meten van de ecologische schade

Het onderzoek naar neveneffecten richt zich op (1) schade die meetbaar is op populatieniveau en (2) de periode waarover deze waargenomen kan worden. Onder schade wordt verstaan het optreden van een aantalsvariatie die, doordat deze zich onderscheidt van de variatie die het gevolg is van alle andere beïnvloedende factoren, in verband kan worden gebracht met de verstorende factor. Bij sommige tseetseecampagnes wordt dit onderscheid niet waargenomen. Dit kan het gevolg zijn van de geringe nevenefecten (Russell-Smith, 1982) of de gebruikte onderzoeksmethoden (Müller et al., 1981).

Het ecosysteem van de getroffen habitats (de vegetatie, de grond en het water) is complex. Daarom worden voor het onderzoek naar neveneffecten observaties gedaan aan een beperkt aantal soorten: indicatoren voor schade. Dit zijn soorten die eenvoudig en op grote schaal te bemonsteren en gemakkelijk te herkennen zijn, die van ecologisch of economisch belang zijn en die een specifieke gevoeligheid vertonen voor het toegepaste bestrijdingsmiddel. De indicatorwaarde van deze soorten is gebaseerd op gemeten effecten in de tijd: verschillen in aantallen vóór en na de behandeling. Dit in tegenstelling tot de vele bekende ecologische indicatoren, die bij momentane observatie door hun aan- of afwezigheid informatie verschaffen over het milieu.

Vindt er een eenmalige behandeling plaats, dan dienen de waarnemingen in het behandelde gebied te worden vergeleken met die in een onbehandeld (controle)gebied. De vergelijkbaarheid van de controle vereist een intensief voorafgaand onderzoek. Hoe langer echter de periode waarover de effecten zich doen gelden, hoe meer waarnemingen uit het controlegebied aan vergelijkbaarheidswaarde inboeten. Dit kan enigszins ondervangen worden door meerdere controlegebieden aan te wijzen. Na verloop van tijd zal in de meeste gevallen herstel optreden en zal een samengaan van waarden uit de controle en die uit de behandelde zone gevonden worden. Een andere benadering kan worden gevolgd bij een meermalen herhaalde behandeling. De aantalsveranderingen die alleen optreden na elke toepassing mogen worden toegeschreven aan die toepassing. In dat geval zijn geen waarnemingen uit een controlegebied vereist.

Uit voorafgaand onderzoek van Koeman et al. (1978), Takken et al. (1981) en Smies et al. (1980) is gebleken dat bij de tegen tseetseevliegen effectieve doses endosulfan en pyrethroïden geen schade werd veroorzaakt bij warmbloedige dieren.

Takken et al. (1981) hadden gevonden dat insekten en schaaldierpopulaties door pyrethroïden werden getroffen, met name garnalen. Vissen bleken bij uitstek gevoelig voor endosulfan. Over de effecten op langere termijn was echter niets bekend, noch over specifieke gevoeligheid van soorten, genera of families.

Waargenomen schade

De methoden voor bemonstering van de betreffende faunaonderdelen kunnen in principe alle vangmethoden zijn die gestandaardiseerd kunnen worden. Voor dit onderzoek was het verder van belang dat vallen plaatselijk in grote aantallen vervaardigd konden worden, dat het materiaal onaantrekkelijk was voor de bevolking, en dat de val gedurende enkele weken geen onderhoud nodig had. In de bossen werd gebruik gemaakt van ingegraven vangblikken voor de lopende, en malaisevallen (een soort in de vegetatie geplaatste tent met een vangpot in de nok) voor de vliegende fauna. De correlatie tussen enkele milieufactoren en aantallen gevangen dieren werd berekend voor een aantal groepen. Hierdoor konden vangstverschillen tussen de vallen geminimaliseerd worden. Bijvoorbeeld: hoe fijner de textuur van de grond, hoe hoger de aantallen gevangen krekels. Op deze manier kon volstaan worden met 10 malaisevallen en 30 vangblikken per strekkende kilometer rivierbos. Gedurende het seizoen 1980/81 waren 50 malaisevallen en 150 vangblikken op verschillende plaatsen in Ivoorkust geïnstalleerd.

In het water werd gebruik gemaakt van werp-, slag- en sleepnetten voor vissen, van drift- en planktonnetten voor insekten en garnalen en van kunstmatig substraat voor op stenen zittende insektelarven. Dit bestond uit betonnen blokjes die waren opgehangen in het water. Verschillen in aantallen zich daarop vestigende dieren vóór en na een behandeling, in vergelijking tot die in een controlegebied, gaven veranderingen aan die het gevolg waren van de bespuitingen. Alle methoden waarbij menselijke activiteit vereist was werden gestandaardiseerd naar duur en tijdstip. De vismethoden waren gericht op een kwalitatief resultaat: het al of niet verdwijnen van enkele soorten of een heel visbestand. Waar het mogelijk en nodig was werden tevens visuele waarnemingen gedaan: acute effecten op bepaalde organismen kunnen soms niet worden gemeten maar wel worden gezien.

Voorbeelden van in het water waar te nemen effecten worden weergegeven in de figuren 1 tot 3. In figuur 1 is aangegeven hoe het dagelijks natuurlijk verloop van de drift (dieren die zich, gedurende bepaalde uren van de dag laten meevoeren met de stroom) kan veranderen onder invloed van insekticidetoepassingen. Het duidelijkste effect van de behandeling wordt gewoonlijk waargenomen bij eendagsvliegelarven (Ephemeroptera) en aanzienlijk minder gevoelig blijken de libellelarven (Odonata).

Figuur 2 geeft de samenstelling weer van de massa afdrijvende slachtoffers van een serie bespuitingen, waarbij opvalt dat de garnalen bij de derde behandeling niet meer voorkomen. De figuur heeft betrekking op een bespuiting met deltamethrin. Hetzelfde insekticide veroorzaakt het in figuur 3 weergegeven effect op de fauna van het kunstmatig substraat. Eén eendagsvliegenfamilie (de Tricorythidae) is na twee be-

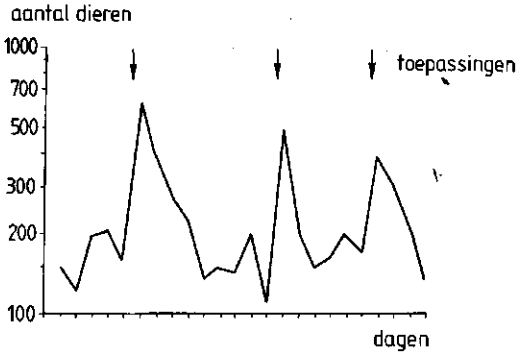


Fig. 1. Veranderingen in de dagelijkse drift van benthische organismen als gevolg van insekticidetoepassingen.

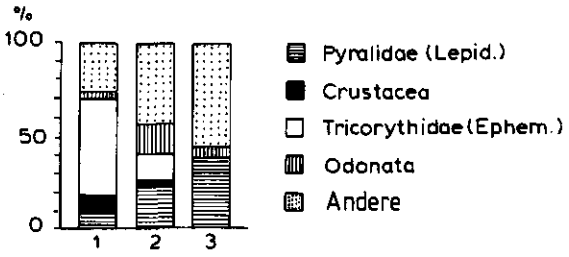


Fig. 2. Aquatische slachtoffers van drie achtereenvolgende behandelingen van de rivieroevervegetatie met deltamethrin.

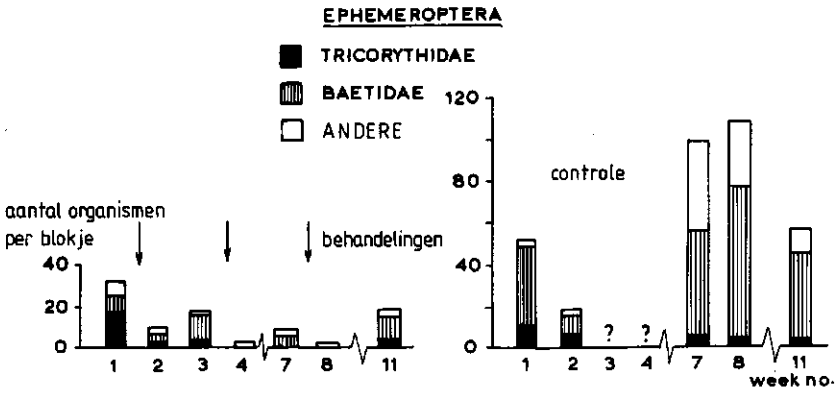


Fig. 3. Eendagsvliegen die zich vestigen op kunstmatig substraatblokjes gedurende een bespuitingscyclus met deltamethrin (? = geen gegevens beschikbaar).

spuitingen verdwenen, om aan het eind van het monsterseizoen weer terug te komen. De larven van Simulidae bliken bij zo'n bespuiting grotendeels te verdwijnen. Binnen een week zijn zij weer aanwezig, waarbij de populatie dan alleen uit de jongste larvestadia bestaat. De grootste garnaal die in het bezochte gebied voorkomt (*Macrobrachium vollenhovenii*, circa 20 cm lang), werd door deltamethrin slechts tijdelijk beïnvloed. De dieren gedroegen zich afwijkend en sommigen raakten verlamd en dreven af. Herstel trad na twee dagen in. Effecten op de visstand werden waargenomen bij endosulfan-toepassingen. Bij 100 g actieve stof per ha trad sterfte op en bij 200 g en meer werd de visstand plaatselijk uitgeroeid. Enkele karperachtigen (*Epiplatys* sp. en *Aphyosemion* sp.) vertoonden sneller symptomen van vergiftiging dan andere soorten. Ook bij het herstel werden verschillen gevonden tussen de soorten. *Tilapia* sp. en *Lates niloticus* behoorden tot de eerste immigranten.

In vangblikken en malaisevallen werden door ons in de savanne 3000 - 4000 verschillende soorten dieren gevangen, waarvan naar schatting slechts een duizendtal al beschreven is. Bij de spinnen werden 130 vermoedelijke soorten onderscheiden, waarvan ongeveer de helft nieuw blijkt voor de wetenschap. Deze cijfers laten duidelijk het belang zien van de taxonomie voor een toegepast entomologisch onderzoek als het onze.

De spin *Aporoptychus lamottei* (waarvan alleen de mannetjes beschreven zijn) bleek bij uitstek gevoelig voor bespuitingen van zowel deltamethrin, als permethrin en cypermethrin. Zes weken na de behandeling trad herstel op, waarbij alleen volwassen (dus van elders afkomstige) dieren werden gevonden.

Bij de spinnen zijn de soorten aanzienlijk eenvoudiger te herkennen dan bij vliegen wespachtigen. De meest vergaande taxonomische opsplitsing die onder de gegeven omstandigheden bij deze orden kan worden bereikt is die tot familieniveau. Van de Diptera bleken de Muscidae (huisvliegachtigen) sterk in aantal te verminderen na deltamethrin-behandeling. Permethrin veroorzaakte een tijdelijke verdwijning van de sluipwespenfamilies Chalcididae, Encyrtidae en Pteromolidae. Cypermethrin had een duidelijk effect op Braconidae. De larven van deze wespenfamilies hebben een parasitaire levenswijze, waardoor zij een regulerend effect kunnen hebben op andere insectenpopulaties. Zij kunnen daardoor van groot economisch belang zijn. Een specifiek effect op Muscidae, zoals bij deltamethrin werd waargenomen, duidt op een zekere mate van selectiviteit van dit insekticide voor tseetseevliegen, die ook tot deze familie behoren.

Andere risicofactoren

De beschreven effecten vormen slechts een onderdeel van de risico's waaraan de betreffende ecosystemen blootstaan. Ongebreidelde toepassing van landbouwchemicaliën, maar ook veelvuldig misbruik ervan als vismethode, vormen een even grote bedreiging. Ook heeft de aanleg van stuwdammen onherstelbare gevolgen, bijvoorbeeld voor de garnaal *Macrobrachium vollenhovenii*, die voor zijn voortplanting afhankelijk is van de brakke wateren langs de kust. Tevens zal de bestrijding

van tseetseevliegen, met name in potentiële veeteeltgebieden, ingrijpende gevolgen hebben voor de fauna en de vegetatie. De milieueffecten van de intensieve en grootschalige simuliumbestrijding worden nauwlettend gevolgd door een aantal hydrobiologische laboratoria in de vijf deelnemende landen (Ghana, Ivoorkust, Boven Volta, Togo en Mali).

Herstel na schade

Na schade zijn er verschillende herstelmechanismen waar te nemen. Bij *Simulium damnosum* bestond de vernieuwde populatie uit jonge larven die uit de door het insekticide niet aangetaste eieren kwamen. Bij Tricorhytidae betrof het ingespoelde larven vanuit een niet bespoten gebied. Herstel van *A. lamottei* vond plaats door volwassen dieren, afkomstig van aangrenzend, onbespoten terrein. Het vermogen tot herstel na schade kan, ook bij verwante soorten, aanmerkelijk verschillen. De voor deltamethrin meest gevoelige garnaal *Caridina africana* (< 4 cm) herstelde zich binnen een jaar. De iets minder gevoelige *Macrobrachium raridens* (< 10 cm) werd, na een plaatselijke verdwijning tengevolge van hetzelfde insekticide, pas na twee jaar weer aangetroffen. Hieruit blijkt dat het in bepaalde situaties zinvol is niet alleen indicatoren voor een effect (bijvoorbeeld *C. africana*) te selecteren, maar ook indicatoren voor herstel (bijvoorbeeld *M. raridens*). Deze laatste groep bestaat uit die soorten binnen de getroffen taxa, waarvan het herstel de meeste tijd vergt.

De selectie van indicatorsoorten

Voor de meeste pesticiden kunnen specifieke indicatoren geselecteerd worden (in figuur 4 staan enkele weergegeven). Dit betekent dat bij neveneffectenonderzoek de aandacht gericht moet zijn op meer dan één taxonomische groep, om het immer aanwezige risico van 'false negative' uitkomsten bij de introductie van nieuwe chemicaliën te verminderen. Dit vereist een sterke taxonomische inbreng, zoals hierboven is aangetoond. Een beperkt aantal taxa (< 20), van welk niveau dan ook, is vaak voldoende voor het aantonen van een effect door middel van multivariate analyse (Green, 1978; Everts et al., 1983). Echter, de waarneming van het herstel van een getroffen taxon is van beperkte biologische waarde bij het ontbreken van kennis omtrent de totale soortensamenstelling. Anderzijds is de soortaanduiding niet voldoende om verschuivingen in intraspecifieke variatie en leeftijdsopbouw te beschrijven, om niet te spreken van gedragsveranderingen en resistentie.

Bij de keuze van een indicator spelen tal van factoren een rol. Een goed voorbeeld hiervan zijn de mieren. Deze groep is van groot ecologisch belang, omdat mieren een sterke invloed uitoefenen op tal van andere soorten. De bij het neveneffectenonderzoek gevangen aantallen zijn groot. De individuen zijn gevoelig voor de meeste insekticiden. Een studie naar de ecologie van mieren dient zich echter te richten op het lot van de nesten (ecologisch gezien vergelijkbaar met planten). De gevoeligheid van individuele werksters en soldaten zegt weinig over de kwetsbaarheid van het

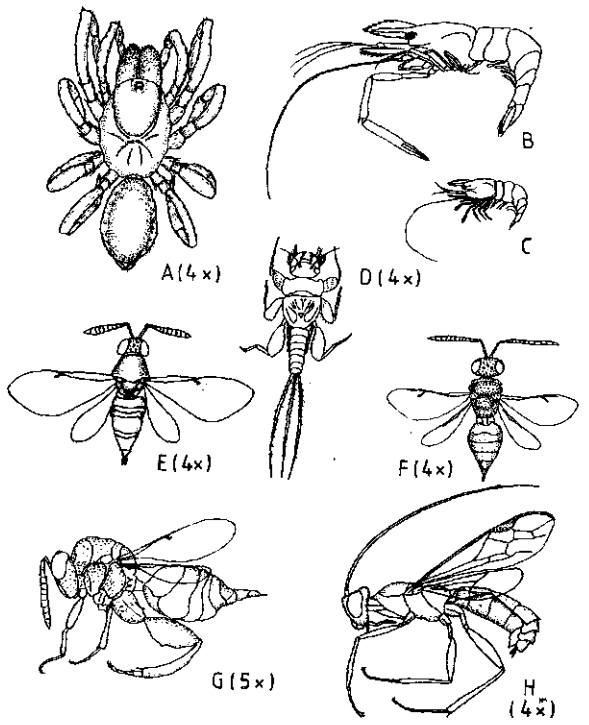


Fig. 4. Indikatoren voor schade en herstel van insekticidebespuitingen. A, *Aporoptychus lamottei*; B, *Macrobrachium raridens*; C, *Caridina africana*; D. *Tricorhytus* sp.; E, Encyrtidae gen. sp.; F. Pteromalidae gen.sp.; G, Chalcididae gen.sp.; H. Braconidae gen.sp.

nest. De aan alle kanten blootgestelde boomnesten van *Oecophylla longinoda* waarvan individuen het merendeel vormden van uit bomen neervallende slachtoffers, overleefden niettemin alle luchtbespuitingen. Voorts komen er alleen al in Ivoorkust naar schatting 1200 soorten voor, waarvan slechts een klein deel beschreven. De ecologisch belangrijke, abundante en gevoelige mieren zijn dus geen goede indicatoren.

In figuur 5 is schematisch het aantalsverloop weergegeven van een groep van organismen onder invloed van een giftige stof. De curve is een vereenvoudiging van de effecten die in het veld werden waargenomen. De hoogte van de curve, de afstand $N_a - N_c$, die bepalend is voor de waarneembaarheid van een effect, hangt af van de heterogeniteit van de bestudeerde groep van organismen. Hoe groter het aantal soorten (of ondersoorten, ecotypen, ontwikkelingsstadia etc.) binnen zo'n groep, hoe vlakker het verloop van de curve. Als de gifstof op tijdstip 3 geen schade meer teweegbrengt aan de bestudeerde groepen dieren, is de tijdsduur $t_3 - t_4$ (de retentietijd voor het herstel) afhankelijk van de isolatie van de getroffen habitat van niet getroffen gebieden. De afstand $t_4 - t_6$ is afhankelijk van de reproduktiecapaciteit van de betreffende populaties. De totale tijdsduur $t_3 - t_6$ wordt tevens beïnvloed door de verplaatsingssnelheid van de dieren.

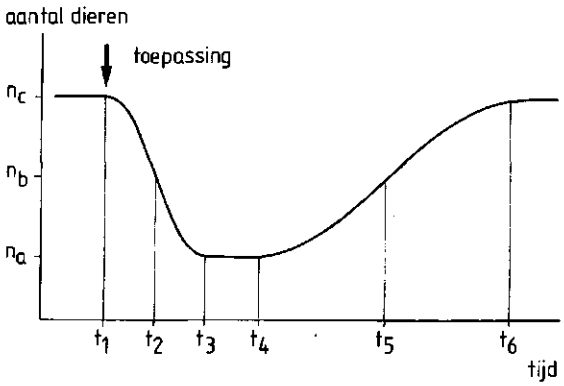


Fig. 5. Schematische weergave van het effect van een pesticide op een groep van organismen.

Geografische factoren

In het onderzoeksgebied wordt jaarlijks de waterkringloop doorbroken aan het eind van de regentijd. De biologische produktie valt stil, behalve op plaatsen waar water ter beschikking blijft: bij rivieren, meren, moerassen of laaggelegen gebieden. Een deel van de fauna past zich aan door de ongunstige periode in een minder kwetsbaar stadium door te brengen (als ei of pop), of door zich te verbergen in de grond of zich anderszins te beschermen tegen uitdroging. Van verscheidene soorten is bekend dat zij zich in deze periode concentreren in de overgebleven groene zones of refugia. Deze soorten verspreiden zich aan het begin van het regenseizoen weer over een veel groter oppervlak. Het proces van concentratie en verbreiding is vermoedelijk geen gevolg van gerichte verplaatsing maar van de neiging van sommige organismen om langer te verblijven in een gunstige dan in een ongunstige omgeving (Baars, 1981). Door de concentratie en door de algemeen ongunstige omstandigheden is het leven voor de meeste dieren in deze refugia verre van optimaal. Dit heeft tot gevolg dat zij dan gevoeliger zijn voor gifstoffen dan gedurende de regentijd. Omdat deze dieren de basis vormen van waaruit bij het aanbreken van die regentijd de herbevolking van de omliggende gebieden moet plaatsvinden, zal een aantasting van de refugia gevolgen kunnen hebben voor een veel groter gebied. Omdat de hier geschetste effekten meer van toepassing zijn naarmate het klimaat droger is, moet aangenomen worden dat de kwetsbaarheid voor verstoring in droge gebieden groter is dan in vochtiger streken.

Literatuur

Baars, M. A., 1979. Patterns of movement of radioactive carabid beetles. Oecologia (Berl.) 44: 125 – 140.

Everts, J. W., K. van Frankenhuijzen, B. Román & J. H. Koeman, 1983. Observations on side-effects of experimental pyrethroid applications for the control of tsetseflies in a riverine forest habitat. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 12: 91 — 97.

Green, R. H., 1978. Optimal impact study design and analysis. In: K. L. Dickson, John Cairns, Jr. & R. J. Livingston (Eds): Biological data in water pollution assessment: quantitative & statistical analyses, ASTM STP 652: 3 – 28.

Koeman, J. H., W. M. J. den Boer, A. F. Feith, H. H. de Iongh, P. Spliethof, B. K. Na'Isa & U. Spielberger, 1978. Three years' observation on side effects of helicopter applications of insecticides used to exterminate Glossina species in Nigeria. Environmental Pollution 15: 31 – 59.

Müller, P., P. Nagel & W. Flacke, 1980. Ökologischer Einfluss von Tsetsefliegenbekämpfung mit Dieldrin im Hochland von Adamaoua (Kamerun). Amazonia VII, I: 31 – 48.

Russell-Smith, A., 1981. The effects of aerial spraying of endosulfan for tsetse fly control on aquatic invertebrates in the Okavango swamps, Botswana. Environmental Pollution (series A) 24: 57 – 73.

Smies, R., R. H. J. Evers, F. H. M. Peijnenburg & J. H. Koeman, 1980. Environmental aspects of field trials with pyrethroids to eradicate tsetse fly in Nigeria. Ecotoxicology and Environmental Safety 4: 114 – 128.

Takken, W., F. Balk, R. C. Jansen & J. H. Koeman, 1978. The experimental application of insecticides from a helicopter for the control of reverine populations of Glossina tachinoides in West Africa VI. Observations on side-effects. Pest and Agriculture News Summary 24: 455 – 466.

Bioindicatoren en chemische verontreiniging van oppervlaktewateren

W. Slooff en D. de Zwart

Inleiding

Voor een goede biologische kwaliteitsbeoordeling, voor welk doel dan ook, is kennis nodig over de relatie tussen de soort en mate van belasting en de reactie van het belaste systeem. Voor de belasting met toxische stoffen is deze kennis echter ontoereikend en hierdoor zijn de beoordelingssystemen wellicht als onbevredigend te kwalificeren. In dit geval dient een ideale biologische beoordeling te berusten op het meten van toxische effecten van ecologische importantie, die accuraat en precies meetbaar zijn met een hoge signaal-ruisverhouding en die snel optreden, waarneembaar zijn in een breed gebied van belastingsintensiteit, reversibel en indexeerbaar zijn en tegen lage kosten onderzocht kunnen worden (UNESCO, 1980). In de praktijk zijn een aantal van deze criteria onverenigbaar en is men aangewezen op onderzoek op verschillende organisatieniveaus.

In deze bijdrage zal aandacht besteed worden aan drie verschillende biologische indicatiemethoden voor het vaststellen van de belasting van het aquatisch milieu met toxische chemische verontreinigingen:
- het concept van indicatorsoorten, waarvan de aan- of afwezigheid als maatstaf gehanteerd wordt voor het bepalen van de mate van toxische belasting;
- het biologisch waarderen op basis van waarnemingen aan één soort;
- het beoordelen op grond van resultaten verkregen met kortdurende toxicologische methoden.

Beoordeling op basis van veldwaarnemingen (directe observatie)

Onderzoek aan levensgemeenschappen

Het gebruik van kensoorten voor chemische belasting is niet nieuw. Reeds in het begin van deze eeuw introduceerden Kolkwitz & Marsson (1909) een systeem, waarin soorten geclassificeerd werden naar de mate van tolerantie voor verontreiniging van het water met organisch afbreekbare verbindingen. Ofschoon dit zogenaamde saprobiesysteem door vele onderzoekers is aangevuld, heeft het in essentie geen wijzigingen ondergaan (Sládeček, 1973; Persoone, 1979; Hawkes, 1982). Het wordt thans op grote schaal gebruikt voor waterkwaliteitsbeoordeling, al dan niet aangepast aan een specifieke situatie (Hovenkamp-Obbema et al., 1982).

Wat toxische stoffen betreft, is het al lang bekend dat er grote verschillen bestaan in de gevoeligheid van verschillende soorten (McKee & Wolf, 1963). Daar een dergelijk verschil in gevoeligheid van soorten die strategische posities in de voedselketen innemen verstrekkende gevolgen kan hebben voor de structuur en het functioneren van een ecosysteem, kan een evaluatie van de resultaten van vergelijkend toxicologisch onderzoek wellicht aangeven of er een basis bestaat voor het gebruik van kensoorten in relatie tot toxische verontreinigingen.

Voor een dergelijke evaluatie is gebruik gemaakt van resultaten van een drietal recente onderzoekingen, die voor een deel gezamenlijk met het Rijksinstituut voor de Volksgezondheid werden uitgevoerd.

In het eerste onderzoek werd de gevoeligheid van 22 taxonomisch verschillende soorten voor chemische stoffen bepaald door het vergelijken van de (sub)acute toxiciteitsgegevens van 15 stoffen (Slooff et al., 1983a). De resultaten van dit onderzoek zijn samengevat in tabel 1 en 2. Uit tabel 1 blijkt dat de gevoeligheid voor toxische stoffen van de verschillende soorten aanzienlijk kan verschillen (een factor 9000), terwijl de mate van dit verschijnsel afhankelijk is van de stof. Om na te gaan in hoeverre deze verschillen het resultaat zijn van toetsing van relatief gevoelige en ongevoelige soorten, werd tevens de relatieve gevoeligheid per soort voor alle stoffen bepaald. Hiertoe werd de voor iedere soort vastgestelde hoogste concentratie, welke geen waarneembare effecten teweegbracht (NOL(E)C), per stof gemiddeld. Vervolgens werden voor alle soorten de ratio's NOL(Ê)C/gemiddelde NOL(E)C per stof berekend. Als maat voor de relatieve gevoeligheid van een soort werd het geome-

Tabel 1. Maximaal verschil in gevoeligheid van 22 verschillende zoetwatersoorten voor toxische stoffen op basis van (sub)acute toxiciteit (Gewijzigd naar Slooff et al., 1983a).

Toetsstoffen	Factor verschil in gevoeligheid
Allylamine	8970
Aniline	8000
Cadmiumnitraat	2800
Kwik(II)chloride	1000
Pyridine	364
Aceton	278
Pentachloorfenol	185
Ethylpropionaat	87
n-Propanol	68
Benzeen	58
o-Cresol	46
Trichloorethyleen	40
Salicylaldehyde	33
Ethylacetaat	32
n-Heptanol	30

Tabel 2. Relatieve gevoeligheid van 22 verschillende zoetwatersoorten voor 15 stoffen op basis van (sub)acute toxiciteit (Slooff et al., 1983a).

Soort	Taxonomische groep	Relatieve gevoeligheid
Pseudomonas putida	Bacteriën	4,0
Microcystis aeruginosa		1,2
Chlorella pyrenoidosa	Algen	4,2
Scenedesmus pannonicus		4,2
Selenastrum capricornutum		3,5
Entosiphon sulcatum	Protozoen	2,0
Uronema parduczi		5,3
Chilomonas paramacium		3,2
Daphnia magna	Kreeftachtigen	1,4
Daphnia pulex		1,0
Daphnia cucullata		1,2
Aedes aegypti	Insekten	4,6
Culex pipiens		6,3
Lymnaea stagnalis	Weekdieren	2,9
Hydra oligactis	Holtedieren	4,6
Leuciscus idus	Vissen	3,5
Salmo gairdneri		1,7
Poecilia reticulata		5,3
Oryzias latipes		5,3
Pimephales promelas		1,8
Xenopus laevis	Amfibieën	3,7
Ambystoma mexicanum		2,7

trisch gemiddelde van deze ratio's gedeeld door dat van het meest gevoelige soort. Indien op deze basis de gevoeligheid voor alle stoffen vergeleken wordt (tabel 2), dan blijkt het verschil in gevoeligheid voor toxische stoffen gering (maximaal een factor 6,3).

Het bestand aan benthische evertebraten wordt vaak gehanteerd als maat bij de waterkwaliteitsbeoordeling (Hawkes, 1982). Daarom werd in een tweede onderzoek op dezelfde wijze de gevoeligheid vergeleken van 13 verschillende soorten benthische evertebraten (Slooff, 1983a). De soorten werden geselecteerd op basis van hun verschil in gevoeligheid voor organisch afbreekbare verontreiniging. Naast het vergelijken van de relatieve gevoeligheid voor dezelfde 15 stoffen als vermeld in tabel 1, werd deze ook bepaald voor een mengsel van organische stoffen geconcentreerd uit Rijnwater. De resultaten van dit onderzoek zijn samengevat in tabel 3 en 4, waarbij de soorten gerangschikt zijn volgens toenemende gevoeligheid voor organische belasting. Het verschil in gevoeligheid voor toxische stoffen binnen de groep van evertebraten blijkt gering, minder dan een factor 5 op basis van toetsen met 15 stoffen, en zelfs minder dan een factor 2 indien een mengsel van vele organische stoffen getoetst wordt.

Tabel 3. Relatieve gevoeligheid van benthische evertebraten voor 15 stoffen (zie tabel 1) op basis van acute toxiciteit (Slooff, 1983a).

Soort	Relatieve gevoeligheid
Tubificidae	3,2
Chironomus gr. *thummi*	2,3
Erpobdella octoculata	3,3
Asellus aquaticus	1,9
Lymnaea stagnalis	2,6
Dugesia cf. *lugubris*	2,8
Hydra oligactis	2,7
Corixa punctata	3,4
Gammarus pulex	1,0
Ischnura elegans	1,5
Nemoura cinera	2,6
Cloëon dipterum	4,9

Tabel 4. Verschil in tolerantie van benthische evertebraten voor een mengsel van organische stoffen geconcentreerd uit Rijnwater (Slooff, 1983a).

Soort	Concentratiefactor waarbij 50% sterfte optreedt in 48 h (LCF50)
Oligochaeta	
Tubificidae	159×
Diptera	
Chironomus gr. *thummi*	144×
Isopoda	
Asellus aquaticus	158×
Amphipoda	
Gammarus pulex	192×
Trichoptera	
Athripsodes cinereus	124×
Ephemeroptera	
Cloëon dipterum	184×
Plecoptera	
Nemoura cinera	214×

Een voor de hand liggend punt van kritiek op dergelijke onderzoekingen is de relatieve korte toetsduur en het niet in beschouwing nemen van subletale effecten zoals invloed op de reproduktie, ontwikkeling en groei. Derhalve werd in een derde onderzoek (Slooff & Canton, 1983) aandacht besteed aan effecten op langer termijn. Uit dit onderzoek bleek dat de spreiding in de gevoeligheid voor de individuele

stoffen van de onderzochte soorten groter of gelijk is aan een factor 100, met uitzondering van die voor p-nitrotolueen (tabel 5). Indien echter de gevoeligheid voor alle stoffen in beschouwing wordt genomen, bedraagt het verschil in de gevoeligheid minder dan een factor 50 (tabel 6).

Op grond van genoemde experimenten lijkt het gerechtvaardigd te stellen dat er vanuit toxicologisch oogpunt over het algemeen geen redenen zijn om aan te nemen dat er indicatorsoorten bestaan voor toxische chemische verontreinigingen. Belasting met tal van toxische stoffen zal leiden tot een relatief aspecifiek beeld van een vermindering van het aantal soorten en het aantal individuen per soort. Het meten van universele ecologische parameters voor de structuur (bijvoorbeeld diversiteit) en functie (bijvoorbeeld adenylaatenergielading; Ivanovici & Wiebe, 1981) van ecosystemen lijkt daarom weinig zinvol indien men de kwaliteit wil beoordelen in relatie tot een specifieke vorm van belasting, zoals die met toxische verontreinigingen.

Tabel 5. Maximaal verschil in gevoeligheid van 11 verschillende zoetwatersoorten voor toxische stoffen op basis van (semi)chronische toxiciteit (Slooff & Canton, 1983).

Toetsstoffen	Factor verschil in gevoeligheid
Dimethoaat	10 000
Pentachloorfenol	1 000
Natriumbromide	320
Dinitro-o-cresol	312,5
2,4-Dichlooraniline	312,5
Kaliumbichromaat	100
Tetrapropyleenbenzeensulfonaat	100
p-Nitrotolueen	31,25

Tabel 6. Relatieve gevoeligheid van 11 verschillende zoetwatersoorten voor 8 stoffen op basis van (semi)chronische toxiciteit (Slooff & Canton, 1983).

Soort	Taxonomische groep	Relatieve gevoeligheid
Pseudomonas fluorescens	Bacteriën	48,5
Microcystis aeruginosa		23,5
Scenedesmus pannonicus	Algen	17,8
Lemna minor	Planten	11,5
Daphnia magna	Kreeftachtigen	1,0
Culex pipiens	Insecten	15,5
Lymnaea stagnalis	Weekdieren	1,0
Hydra oligactis	Holtedieren	11,5
Poecilia reticulata	Vissen	5,5
Oryzia latipes		2,8
Xenopus laevis	Amfibieën	2,8

Kennis omtrent toxische effecten van allerlei chemische stoffen verkregen door laboratoriumonderzoekingen kan gebruikt worden voor het formuleren van een reeks van onderzoeksparameters voor het bestuderen van biochemische, fysiologische en morfologische effecten in het veld. Als voorbeeld kan een recent onderzoek dienen, waarin enige duizenden brasems (*Abramis brama*) afkomstig uit oppervlaktewateren met een verschillende graad van chemische verontreiniging op een reeks van dergelijke parameters werden onderzocht. Bestudeerd werden brasems uit Rijnwater (Rijn, Waal, Lek) en Maaswater, terwijl brasems uit het relatief weinig chemisch belaste Braassemermeer als referentiemateriaal fungeerden. Enige resultaten van dit onderzoek zijn in tabel 7 samengevat. De brasems uit het Rijnwater vertoonden een enigszins hogere prevalentie aan levercarcinomen (0,12%) dan die uit het Maaswater (0,07%), terwijl geen tumoren in de referentievissen werden waargenomen (Slooff, 1983b). Verder vertoonden brasems uit de meer chemisch belaste wateren meer skeletafwijkingen (Slooff, 1982) en een significante leververgroting (Slooff et al., 1983b). Leververgroting treedt vaak op na blootstelling aan milieuvreemde stoffen en is gewoonlijk geassocieerd met inductie of stimulatie van enzymactiviteiten van de lever.
Een dergelijke verhoging van enzymatische werking kon worden vastgesteld (Slooff & Van Kreijl, 1982; Slooff et al., 1983b). Ook het jaarlijks sterftepercentage was het hoogst voor brasems uit het Rijnwater (Slooff & De Zwart, 1983). Dit verhoogd sterftepercentage kan niet verklaard worden door een hogere dichtheid aan parasieten of predators in de Rijn, noch door een intensievere bevissing. De Rijnvissen vertoonden tevens een significant hogere fecunditeit, hetgeen mogelijk wijst op het optreden van een compensatiemechanisme als respons op de verhoogde mortaliteit. Een dergelijke verhoging van de fecunditeit werd ook door diverse onderzoekers waargenomen in gebieden welke intensief bevist werden (Jensen,

Tabel 7. De gezondheidstoestand van brasem (*Abramis brama*) afkomstig uit Maas- en Rijnwater bepaald aan de hand van enige parameters gerelateerd aan referentiewaarden van brasem uit het Braassemermeer (= 1).

Biologische parameter	Maas	Rijn	Waal	Lek
Tumorprevalentie	1		1,7	
Prevalentie gedeformeerde vinnen	1,5	3,6	3,8	5,8
Prevalentie mopsneuzen	1,7	9,0	8,7	9,7
Relatief levergewicht	2,0	2,3	2,1	1,7
p-Nitroanisole O-demethylase	1,8	2,2	–	–
Fecunditeit	1,0	1,3	1,0	1,2
Jaarlijks sterftepercentage (♀♀)	1,5	2,1	1,7	1,4
Jaarlijks sterftepercentage (♂♂)	1,5	1,9	1,9	1,7

1971) en in toxiciteitsexperimenten bij dosering van lage concentraties toxische stoffen (Stebbing, 1981).

Naast het verkrijgen van informatie omtrent de waterkwaliteit in relatie tot toxische vervuiling, gaven de resultaten een duidelijke aanwijzing dat de belasting van het Rijnwater met toxische stoffen in de laatste jaren is afgenomen. Een eerste indicatie is de waarneming dat de meest prevalente skeletafwijkingen in Rijnvissen afnemen bij opeenvolgende jaarklassen (Slooff et al., 1983c). Het minder frequent voorkomen van deze afwijkingen correspondeert met een afname in concentraties van mogelijk oorzakelijke chemische verontreinigingen (zware metalen, pesticiden, organische belasting) in het Rijnwater in de afgelopen 10 jaar (Rijkswaterstaat, 1980; De Kruijf, 1983). Een tweede aanwijzing is een afname van de levergrootte van de Rijnvissen tot normale proporties, zoals gedurende de periode 1979 - 1982 werd waargenomen (fig. 1). Deze verlaging van de somatische leverindex ging gepaard met een verlaging van de hepatische enzymactiviteit (mono-oxygenase) tot een niveau dat niet meer significant afweek van dat van de referentievissen. Een derde indicatie werd verkregen door bestudering van mogelijke groeiveranderingen van de brasems uit de Rijn in de tijd (Slooff & De Zwart, 1983). Uit figuur 2 blijkt dat de totale lichaamslengte van 5-jarige Rijnvissen de laatste jaren duidelijk is toegenomen. Ofschoon een dergelijke verbetering van de groei diverse oorzaken kan hebben (bijvoorbeeld toename van het aantal prooidieren in de Rijn), kan gesteld worden dat het leefmilieu in de Rijn voor de brasem zich lijkt te verbeteren.

Uit het voorgaande kan de conclusie getrokken worden dat een veldbiologisch onderzoek aan één soort bruikbaar is voor het bepalen van zowel geografische als

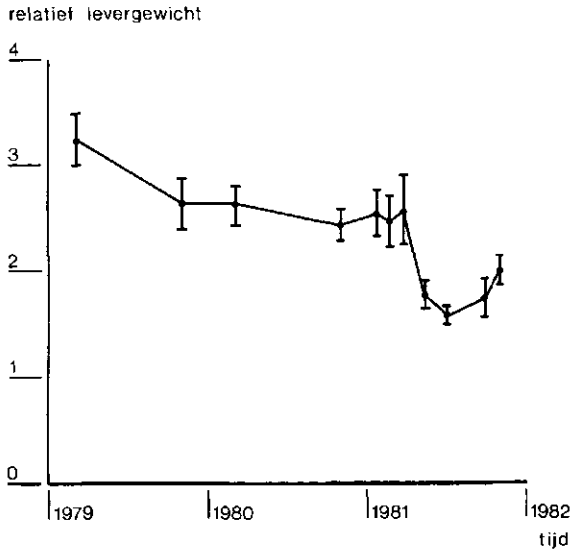


Fig. 1. Het relatief levergewicht van brasem (*Abramis brama*) uit de Waal over de periode 1979 - 1982 (gewijzigd naar Slooff et al., 1983b).

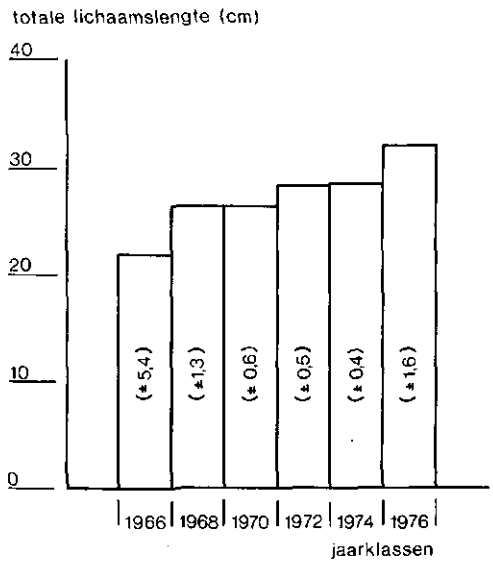


Fig. 2. Vergelijking van de totale lichaamslengte van 5-jarige brasems uit de Rijn van verschillende geboortejaren (Slooff & de Zwart, 1983).

temporale verschillen in de kwaliteit van het oppervlaktewater. Ofschoon aangenomen kan worden dat in principe iedere soort en elke (eco)toxicologisch relevante parameter hiervoor geschikt is, lijkt een dergelijke benadering om diverse redenen toch niet algemeen praktisch toepasbaar voor kwaliteitsbeoordeling.

Immers, het vertalen van de waarnemingen in een aanvaardbare en hanteerbare index is een moeilijke zaak. Om tot een index te komen dient het verkregen resultaat vergeleken te worden met een standaardwaarde (Inhaber, 1976). Indien er betrouwbare referentiewaarden voorhanden zijn is dit voor de meeste parameters afzonderlijk geen probleem. In dit onderzoek lijken de referentiewaarden redelijk betrouwbaar daar op basis van zowel chemisch als biologisch onderzoek het Braassemermeer een zeer goede waterkwaliteit heeft (Anoniem, 1979; Hovenkamp-Obbema et al., 1982). Voor het verkrijgen van een eenduidige index is het echter wenselijk dat de verkregen scores stoelen op een vergelijkbare maatstaf en numeriek varieren op een schaal van bijvoorbeeld 0 tot 10. Door het gebrek aan kennis van wat nu echt indicatief is voor een zeer slechte kwaliteit is het voor de meeste parameters niet mogelijk een dergelijke reeks aan te geven.

Indien men bijvoorbeeld voor skeletafwijkingen een prevalentie van 100% als maximaal afwijkend zou beschouwen, dan heeft het Rijnwater (waarin een prevalentie optreedt van ca. 20%) op basis van deze parameter nog een goede kwaliteit. Nog gecompliceerder wordt het indien de maximale afwijking onbekend is, zoals in het geval van het relatieve levergewicht. Men kan daarom besluiten deze afstemming achterwege te laten en een index te berekenen door aggregatie van de deelscores (tabel 7) door middeling, vermenigvuldiging of sommatie (Ball & Church, 1980).

Alvorens hiertoe over te gaan is een weging van de ecologische relevantie van de parameters en het onderscheiden van wel en niet gerelateerde parameters een vereiste. Daar ook hiervoor in de meeste gevallen de kennis ontoereikend is kan geconcludeerd worden dat met bedoeld onderzoek de waterkwaliteit niet beoordeeld kan worden op basis van een absolute waarde, maar slechts in algemeen vergelijkende termen.

Beoordeling op basis van laboratoriumonderzoek (indirecte observatie)

Bij beoordeling op basis van indirecte waarneming wordt de waterkwaliteit op experimentele wijze bepaald. Een voorbeeld van deze methode wordt gegeven in het hoofdstuk van Van der Gaag. Een belangrijk voordeel van deze benaderingswijze ten opzichte van veldonderzoek is de relatief hoge signaal-ruisverhouding.

Niettemin zijn dergelijke experimenten te tijdrovend en te kostbaar om routinematig uit te voeren in het kader van frequente kwaliteitsbeoordelingen. Dit nadeel heeft mede geleid tot de ondergeschikte rol die biologische bepalingen spelen ten opzichte van de chemische bepalingen in het controleren en beoordelen van de milieukwaliteit. Een verandering hierin is alleen mogelijk door de biologische bepalingen op een vergelijkbare leest te schoeien als die van de chemische methoden. Hiertoe dient de experimentele opzet dusdanig gewijzigd te worden dat alleen somparameters bestudeerd worden in eenvoudige en standaardiseerbare toetsen, waarmee binnen een tijdsbestek van enkele dagen een indicatie verkregen wordt over de kwaliteit van het water.

Een mogelijke oplossing voor het feit dat effecten meestal niet op korte termijn waargenomen kunnen worden door meettechnisch te lage concentraties van chemische verontreinigingen, is het toepassen van een concentratieprocedure alvorens het water te beoordelen. Deze benadering biedt tevens het voordeel diverse concentraties van het water te kunnen toetsen, zodat de relatie tussen concentratie en respons vastgesteld kan worden. Met deze techniek werden onlangs diverse Nederlandse oppervlaktewateren op mutagene en toxische activiteit beoordeeld (Kool et al., 1981; Slooff & Van Kreijl, 1982; Slooff et al., 1983c). Er werd aangetoond dat de mutagene activiteit van het Maaswater tenminste een factor 10 lager ligt dan die van de Rijn, terwijl de toxiciteit circa een factor 2 lager ligt (fig. 3). Deze gegevens behoren met enige voorzichtigheid te worden geïnterpreteerd. De gebruikte concentratietechniek is specifiek voor organische verbindingen, waarbij de effectiviteit waarmee de individuele stoffen geadsorbeerd en geëlueerd worden, verschillend is. Niettemin verdient het aanbeveling dergelijke eenvoudige kortdurende toetsen toe te voegen aan de reeks van routinematige metingen van de waterkwaliteit, zoals die in het kader van nationale en internationale meetnetten verricht worden.

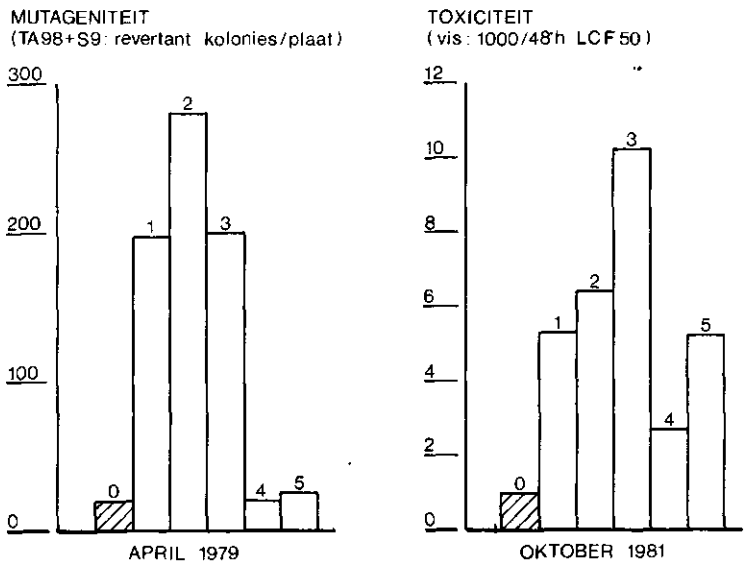


Fig. 3. Mutageniteit en toxiciteit van concentraten van Rijn- en Maaswater. 0: controle; 1: Rijn bij Lobith; 2: Waal bij Gorinchem; 3: Lek bij Vreeswijk; 4: Maas bij Eijsden en 5: Maas bij Keizersveer (naar Slooff en van Kreijl, 1982; Slooff et al., 1983c).

Tabel 8. Voordelen (+) en nadelen (−) van directe en indirecte onderzoekmethoden voor het beoordelen van de waterkwaliteit in relatie tot belasting met toxische verontreiniging.

Onderzoeksmethoden		Ecologische relevantie	Signaal-ruis-verhouding	Specificiteit	Reactiesnelheid	Gebied van stress-intensiteit	Indexeerbaarheid	Kosten
Direct	onderzoek aan levensgemeenschappen	+	−	−	−	+	+	+
	onderzoek aan 1 soort	+	±	±	±	±	−	−
Indirect	langdurend toxiciteitsonderzoek	±	+	+	±	±	−	−
	kortdurend toxiciteitsonderzoek (concentraten)	−	+	+	+	−	+	+

Slotbeschouwing

In deze bijdrage werd aan de hand van enige voorbeelden ingegaan op twee pricipieel verschillende benaderingswijzen voor het beoordelen van de waterkwaliteit in relatie tot toxische verontreinigingen: de directe (veldonderzoek) en de indirecte (laboratoriumonderzoek) methode. Zoals weergegeven in Tabel 8 hebben beide vormen van onderzoek specifieke voor- en nadelen. Een belangrijk nadeel van de directe methode is de relatief lage specificiteit en ongunstige signaal-ruisverhouding; die van de indirecte methode de geringe ecologische relevantie van de verkregen resultaten voor de veldsituatie. In dit opzicht zijn beide methoden complementair en derhalve verdient het aanbeveling beide simultaan toe te passen teneinde inzicht te verkrijgen in de (veranderde c.q. afwijkende) ecologische toestand in relatie tot mogelijk oorzakelijke factoren, zoals toxische verontreiniging.

Literatuur

Anoniem, 1979. Kwaliteit oppervlaktewater 1979. Provinciale Waterstaat Zuid-Holland, Den Haag, 200 p.

Ball, R. O. & R. L. Church, 1980. Water quality indexing and scoring. Journal of the Environmental Engineering Division EE4: 757 - 771.

Hawkes, H. A., 1982. Biological surveillance of rivers. Water Pollution Control (1982): 329 - 342.

Hovenkamp-Obbema, I. R. M., S. P. Klapwijk & J. E. F. Landman, 1982. Biologische beoordeling van de waterkwaliteit in Noord- en Zuid-Holland. H_2O 15: 406 - 412.

Inhaber, H., 1976. Environmental indices. John Wiley & Sons, Ltd., 178 p.

Ivanovici, A. M. & W. J. Wiebe, 1981. Towards a working 'definition' of 'stress': a review and critique. In: G. W. Barrett & R. Rosenberg (Eds): Stress effects on natural ecosystems. John Wiley & Sons, Ltd., p. 13 - 27.

Jensen, A. L., 1971. Response of brook trout (Salvelinus fontinalis) populations to a fishery. Journal Fisheries Research Board of Canada 28: 458 - 460.

Kolkwitz, R. & M. Marsson, 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. International Review of Hydrobiology 2: 126 - 152.

Kool, H. J., C. F. van Kreijl, H. J. van Kranen & E. de Greef, 1981. The use of XAD-resins for the detection of mutagenic activity in water. I. Studies with surface water. Chemosphere 10: 85 - 98.

Kruijf, H. A. M. de, 1983. Progress in the application of the Convention against the chemical pollution of the river Rhine. Toxicological and Environmental Chemistry 6: 41 - 63.

McKee, J. E. & H. W. Wolf, 1963. Water quality criteria. State Water Resources Control Board, 3A, 548 p.

Persoone, G., 1979. Proposals for a biotypological classification of water sources in the European Communities. In: A. James & L. Evison (Eds): Biological indicators of water quality 7: 1 - 32. John Wiley & Sons, Ltd.

Rijkswaterstaat, 1980. De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1972 - 1979. Rapport nr. 80-032, Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, Lelystad, 71 p.

Sládeček, V., 1973. Systems of water quality from biological point of view. Archiv für Hydrobiologie 7: 1 - 218.

Slooff, W., 1982. Skeletal anomalies in fish from polluted surface waters. Aquatic Toxicology 2: 157 - 173.

Slooff, W., 1983a. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: some toxicological considerations. Aquatic Toxicology 4: 73 –82.
Slooff, W., 1983b. A study on the usefulness of feral fish as indicators for the presence of chemical carcinogens in Dutch surface waters. Aquatic Toxicology 3: 127 – 139.
Slooff, W. & C. F. van Kreijl, 1982. Monitoring the mutagenic activity of the rivers Rhine and Meuse in The Netherlands with the Ames tests in combination with rat or fish liver homogenates. Aquatic Toxicology 2: 89 – 98.
Slooff, W. & J. H. Canton, 1983. Comparison of the susceptibility of 11 fresh water species to 8 chemical compounds. II (Semi)chronic toxicity tests. Aquatic Toxicology, in druk.
Slooff, W. & D. de Zwart, 1983. The growth, fecundity and mortality of bream (Abramis brama) from polluted and less polluted surface waters in The Netherlands. The Science of the total Environment 27: 149 – 162.
Slooff, W., J. H. Canton & J. l. M. Hermens, 1983a. Comparison of the susceptibility of 22 fresh water species to 15 chemical compounds. I. (Sub)acute toxicity tests. Aquatic Toxicology 4: 113 – 128.
Slooff, W., C. F. van Kreijl & A. J. Baars, 1983b. Relative liver weights and xenobiotic-metabolizing enzymes of fish from polluted surface waters in The Netherlands. Aquatic Toxicology 4: 1 – 14.
Slooff, W., D. de Zwart & J. F. J. van de Kerkhoff, 1983c. Monitoring the rivers Thine and Meuse in The Netherlands for toxicity. Aquatic Toxicology 4: 189 – 198.
Stebbing, A. R. D., 1981. Hormesis-stimulation of colony growth in Campanularia flexuosa (Hydrozoa) by copper, cadmium and other toxicants. Aquatic Toxicology 1: 227 – 238.
UNESCO, 1980. Monitoring biological variables related to marine pollution. Reports and studies 11, 20 p.

Toxiciteitstesten in oppervlaktewater met vissen

M. A. van der Gaag en J. F. J. van de Kerkhoff

Inleiding

Het aquatisch milieu is in de afgelopen decennia belast men afvalstoffen van verschillende herkomst. Hierdoor is de noodzaak ontstaan om de mate van verontreiniging te bepalen. Tot op heden zijn in het water van Rijn, Maas en IJsselmeer vele honderden organische verbindingen aangetoond met behulp van gaschromatografie en massaspectrometrie (Meyers & Van der Leer, 1976). Met deze technieken wordt maximaal circa 5% van de uit het water geïsoleerde organische stoffen geïdentificeerd. Dit zijn overwegend stoffen met een lipofiel karakter. De isolatie en identificatie van meer hydrofiele verbindingen levert nog meer problemen op (Van der Gaag et al., 1982; Noordsij et al., 1983). Voor de meeste verbindingen die geïdentificeerd zijn, geldt dat de concentraties waarin ze voorkomen lager zijn dan de in de literatuur aangegeven 'no effect levels', waarbij geen nadelige effecten voor aquatische organismen optreden. Daarnaast zijn slechts in beperkte mate gegevens voorhanden over interacties van verbindingen met betrekking tot hun toxiciteit. Biologische methoden waarbij organismen direct aan het verontreinigde water worden blootgesteld, zijn daarom noodzakelijk om de invloed van verontreiniging op het aquatisch milieu te kunnen meten.

Bij het KIWA is toxicologisch onderzoek met vissen uitgevoerd in oppervlaktewater dat voor drinkwaterbereiding gebruikt wordt. Vissen werden gekozen als proefdier, omdat de aard van subletale toxische effecten gerelateerd kan worden aan die bij andere hogere organismen. Door deze aanpak wordt de kans vergroot om eventuele (groepen van) toxische stoffen aan te tonen door middel van een specifiek werkingspatroon.

Opzet van het onderzoek

Het uitgangspunt van alle proefnemingen was, vissen bloot te stellen aan een te onderzoeken watertype en verschillen vast te leggen ten opzichte van controlegroepen. Om zo zuiver mogelijk de invloed van de waterkwaliteit te meten moeten een aantal omstandigheden gestandaardiseerd worden. Dit geldt onder meer voor behuizing, voeding, temperatuur, waterstroomsnelheid en zuurstofgehalte. De metingen moeten worden uitgevoerd op een lokatie waar continu toevoer van het te onderzoeken water mogelijk is.

De invloed van omgevingsfactoren op vissen kan worden gemeten aan het intacte organisme (sterfte, groei, reproduktie, teratogeniteit), aan organen of weefsels (relatief orgaangewicht, klinische bloedparameters, enzymbepalingen, histologie, bioaccumulatie) en op celniveau (chromosoombeschadiging, DNA-schade).

In principe zouden al deze metingen in één onderzoek uitgevoerd kunnen worden. Om sneller te meten is dit onderzoek uitgesplitst in drie types testen met een kortere duur:

- Een test waarbij forellen van negen maanden oud gedurende 24 weken of langer worden blootgesteld aan het water. De metingen omvatten groeimeting, bepaling van relatieve orgaangewichten en klinische bloedparameters, en identificatie van geaccumuleerde organochloorverbindingen en zware metalen.
- Een embryolarvale test met forellen met een duur van 6 tot 10 weken. De belangrijkste parameters hiervan zijn sterfte, ontwikkeling, groei en teratogeniteit.
- Een test voor DNA-schademet hondsvissen of met tropische jaarvisjes (*Nothobranchius rachowi*), waarin uitwisselingen tussen chromatiden worden gemeten.

Het onderzoek dat hier beschreven wordt is voor een groot deel uitgevoerd in water van de Lek, op het toxicologisch laboratorium van het KIWA in Nieuwegein.

Chronische toxiciteitstesten

Bij het onderzoek met forellen naar subletale toxische effecten van Lekwater in 1975 (Poels, 1978; Poels et al., 1980) bleek dat de groei werd vertraagd en dat lever- en niervergroting optraden. In het bloed was het hemoglobinegehalte verlaagd en het glucosegehalte verhoogd. Organochloorverbindingen accumuleerden in het vetweefsel en histologische afwijkingen werden waargenomen in lever en milt. De intensiteit van deze effecten nam toe naarmate de blootstelling langer duurde. Hieronder worden enkele aspecten nader belicht.

Groeivertraging

Groeivertraging is het eerste effect dat wordt waargenomen. Het is als het ware de resultante van vele kleine nadelige gebeurtenissen die op zich niet waarneembaar zijn, maar die met elkaar de groeivertraging veroorzaken. Het is onmogelijk om bij groeivertraging vast te stellen in welke mate een (groep van) stof(fen) bijdraagt tot dit effect. Groei kan bij vissen echter zeer nauwkeurig gekwantificeerd worden en is daarom onder laboratoriumomstandigheden een betrouwbare parameter voor een algemeen subletaal toxisch effect.

Geremde groei kan een nadelige invloed hebben op de handhaving van vispopulaties. Bij vissen staan het bereiken van de paairijpe leeftijd en de omvang van de eiproduktie in verband met het lichaamsgewicht (Weatherley, 1972). Ook wordt de subadulte populatie als gevolg van een tragere groei gedurende langere tijd blootgesteld aan mortaliteitsoorzaken, waardoor minder vissen de paairijpe leeftijd zullen bereiken (Nikolskii, 1969). In een laboratoriumproef werd getracht om de invloed

van de groeiremming in Lekwater op de eiproduktie van zebravissen na te gaan (Van der Gaag, ongepubliceerde gegevens). De eiproduktie was bij deze oriënterende proef echter zowel in Lekwater als in controlewater veel lager dan normaal en vertoonde sterke schommelingen. Dit onderzoek is niet meer herhaald onder verbeterde proefomstandigheden. De waarnemingen van de fecunditeit van brasems in verschillende oppervlaktewatertypen in Nederland (zie het hoofdstuk van Slooff & De Zwart) wezen echter op mogelijke compensatie mechanismen, waarbij meer kleinere eieren per ♀ in de Rijn zouden worden geproduceerd. Omdat ook factoren zoals populatiedichtheid in het ecosysteem van groot belang zijn voor de groei, staat op dit ogenblik niet vast of de groeiremming door chemische verontreinigingen die in het laboratorium wordt waargenomen, uiteindelijk een doorslaggevende invloed kan hebben op de handhaving van populaties in het veld.

Leververgroting

Naast groeivertraging is leververgroting het meest duidelijke verschijnsel dat is opgetreden bij chronische blootstelling aan Lekwater. De lever speelt een belangrijke rol in toxicologische processen. De detoxificatie-enzymsystemen, die voornamelijk in dit orgaan aanwezig zijn, zorgen voor de ontgifting van vele lichaamsvreemde verbindingen.

In 1975 werd binnen vier weken een aanzienlijke vergroting van de lever waargenomen, die daarna opliep tot bijna 50% ten opzichte van de controle (Poels et al., 1980). In recentere proeven trad leververgroting op na langere perioden van blootstelling (circa 8 weken) en was de omvang van het verschijnsel geringer (21% vergroting, Van der Gaag et al., 1983b). In de eerste periode van de proef in 1975 bleef het volume van de levercellen constant en werd de leververgroting veroorzaakt door een celvermeerdering (hyperplasie, Poels et al., 1980). In de laatste fase van de proef na 15 maanden, nam het volume van de hepatocyten af bij de vissen in Lekwater (Poels et al., 1980). Dit verschijnsel trad op in combinatie met onder andere verhoogde bloedglucosegehaltes en histologische afwijkingen in de milt. Dit zou kunnen wijzen op een algemene achteruitgang van de conditie.

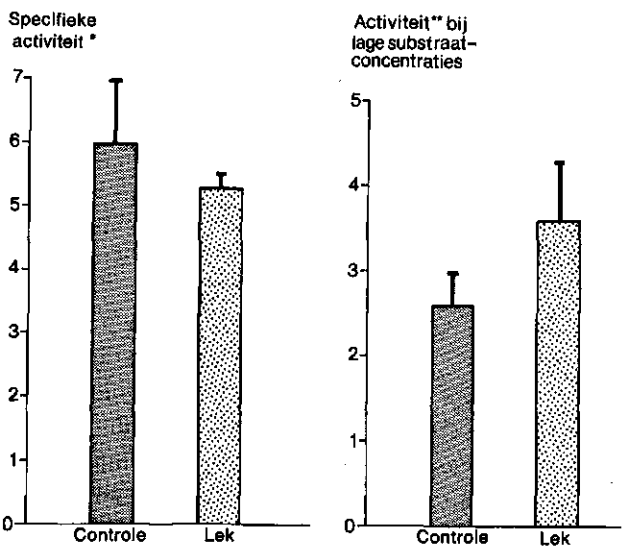
Om meer inzicht te krijgen in de oorzaken van de leververgroting werd ook de activiteit van het aminopyrine-N-demethylase (APDM) bepaald, een onderdeel van de enzymsystemen in de lever die de detoxificatie verzorgen. Tijdens de langdurige blootstelling aan Lekwater was de specifieke activiteit (maximale omzettingscapaciteit per mg levereiwit) 20 tot 30% verlaagd ten opzichte van de controle (Poels, 1978). Door de leververgroting bleef de APDM-capaciteit in relatie tot het lichaamsgewicht bij vissen in Lekwater echter constant hoger dan in controlewater.

In 1978 werd de bepaling van de APDM-activiteit verfijnd, waardoor niet alleen de specifieke activiteit werd gemeten, maar ook de omzettingssnelheid bij lage substraatconcentraties. Dit zijn concentraties die meer in verhouding staan tot de werkelijke intracellulaire toestand. Bij een blootstelling van forellen aan Lekwater gedurende 15 dagen in het najaar van 1978 trad nog geen leververgroting op. Wel

was de specifieke activiteit na die periode met 12% verlaagd (fig. 1). Bij lage substraatconcentraties was de APDM-activiteit van de vissen in Lekwater met 38% toegenomen (fig. 1). Deze verhoogde activiteit is een fysiologische aanpassing aan het verhoogde aanbod van lichaamsvreemde stoffen. Een verlaagde specifieke activiteit wordt echter beschouwd als een toxisch effect, dat kan bijdragen in het optreden van leververgroting (Schulte-Hermann, 1974).

Een patroon van leververgroting in combinatie met verhoogde specifieke activiteit van benzopyreenhydroxylase en O-demethylases en een verlaagde activiteit van N-demethylases werd ook recent waargenomen bij forellen die waren blootgesteld aan afvalwater (Förlin & Hansson, 1982). Dit zou kunnen verklaren waarom in tegenstelling tot dit onderzoek, in brasems uit de Rijn wel enzymactivatie werd aangetoond (Slooff & Van Kreijl, 1982). Het is daarom niet mogelijk om vast te stellen of enzymactivatie dan wel toxische effecten een overwegende rol hebben gespeeld in het ontstaan van leververgroting bij vissen in Lekwater.

Door vergelijking met ander onderzoek is het wel mogelijk om meer inzicht te krijgen in de oorzaak van de leververgroting. Onder andere kunnen bioaccumulerende organochloorverbindingen leververgroting veroorzaken (Schulte-Hermann, 1974). Bij de analyse van gegevens uit proeven die in vijf watertypes zijn uitgevoerd tussen 1975 en 1982, blijkt een relatie te bestaan tussen de concentratie van organochloorverbindingen in het vet en het absolute verschil in de leversomatische index



*: in nmol formaldehyde/uur/mg eiwit bij 18°C
**: in nmol formaldehyde/mmol substraat/uur/mg eiwit bij 18°C

Fig. 1. Specifieke activiteit en activiteit bij lage substraatconcentraties van het aminopyrinedemethylase in levers van forellen na 15 dagen in Lekwater (november 1978).

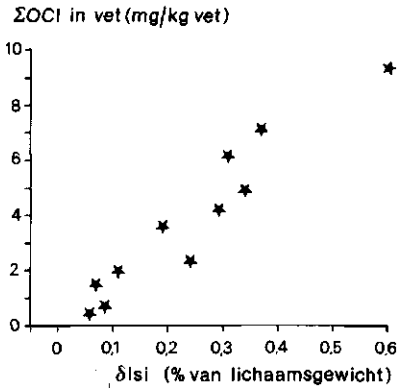


Fig. 2. Relatie tussen de toename van het relatief levergewicht (δ lsi) en de geaccumuleerde organochloorverbindingen (Σ OCl) in het vetweefsel van forellen na verblijf in oppervlaktewater.

tussen de forellen in de proefgroep en in de controlegroep (fig. 2). Hoewel ook andere verbindingen een leververgroting kunnen veroorzaken, wijst deze relatie er op dat de aanwezigheid van accumulerende organochloorverbindingen in water bijdraagt tot het ontstaan van leververgroting.

Embryo-larvale testen

Tijdens de embryonale en larvale ontwikkeling zijn vissen gevoeliger voor toxische stoffen dan in latere levensfasen (McKim, 1977). Deze grote gevoeligheid bleek uit het optreden van verhoogde sterfte van eieren en larven als gevolg van blootstelling aan Lekwater.

In 1977 werd meer sterfte in de eifase waargenomen gedurende de vroege embryonale fase dan bij de controlegroep (fig. 3). Na het oogpuntstadium, wanneer de oogpigmentatie door het eikapsel heen zichtbaar wordt, nam de sterfte af. Daarnaast trad ook nog verhoogde mortaliteit op tijdens de dooierresorptie. In volgende jaren werd geen verhoogde embryonale sterfte meer gevonden in Lekwater, wanneer de eieren zoals in 1977 pas na het harden werden overgezet in Lekwater. Verhoogde embryonale sterfte bleef echter wel voorkomen als de eieren gehard werden in Lekwater (fig. 4). Bij het hardingsproces passeren relatief grote hoeveelheden water de eimembraam en is deze relatief doorlatend voor opgeloste stoffen. Daarna is het eikapsel hard en nagenoeg ondoordringbaar voor grotere moleculen. De larvale sterfte was tussen 1978 en 1981 wisselend (fig. 4). In 1980 was de sterfte tijdens de larvale fase in Lekwater zelfs lager dan in de controlegroep: de waterafvoer was in de Lek tijdens de dooierresorptiefase echter erg hoog. In de controlegroep was de variatie in de mortaliteit tijdens de eiontwikkeling erg groot. Het is daarom niet mogelijk de sterfte gedurende de ontwikkeling van embryo's en larven te hanteren als

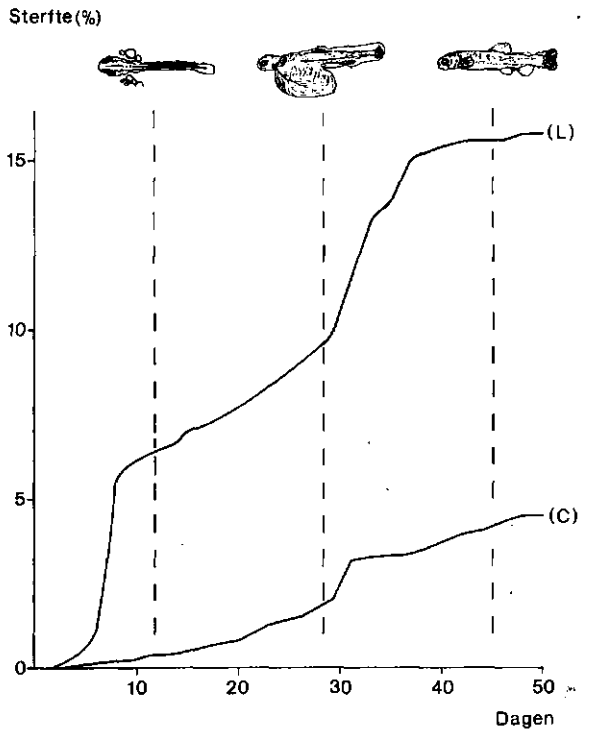


Fig. 3. Cumulatieve sterfte van forelle-eieren en -larven in Lekwater (L) en controlewater (C) in 1977.

een kwantitatieve bepaling voor de waterkwaliteit.

Eenzelfde kwalitatieve variatie van jaar tot jaar werd waargenomen ten aanzien van de teratogeniteit. Een extra complicatie hierbij is dat teratogene afwijkingen niet kunnen worden waargenomen gedurende de eifase. Omdat het niet uitgesloten is dat een deel van de verhoogde mortaliteit in Lekwater tijdens de eifase kan worden toegeschreven aan teratogene effecten, kan een vertekend beeld ontstaan door deze alleen bij larven te onderzoeken.

Slechts één type afwijking kon nader gekwantificeerd worden, omdat deze veelvuldig optrad in Lekwater en geheel niet werd waargenomen in controlegroepen. Het betrof zogenaamde mopsneuzen, vissen waarvan de bovenkaak relatief te kort was ten opzichte van de onderkaak. Deze afwijking werd in 1981 in Lekwater gevonden bij ongeveer 11% van de forellen die nog in leven waren na afloop van de eifase. Deze afwijking werd ook gevonden bij vissen in de Rijn (zie het hoofdstuk van Slooff & De Zwart) en bij juveniele forellen blootgesteld aan tetrachlorodibenzodioxin (TCDD) (Helder, 1981).

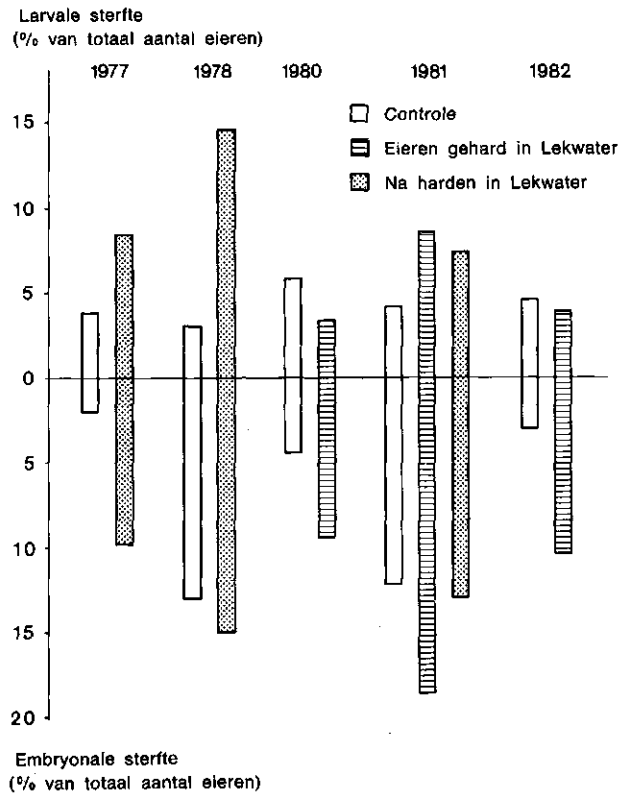


Fig. 4. Embryonale en larvale sterfte van forellen in Lekwater en controlewater tussen 1977 en 1982.

Mutageniteitstesten met vissen

Dit derde type toxiciteitstest vertoont weinig overeenkomsten met de twee voorgaande testen. Het doel van deze testen is om met behulp van de sister-chromatid exchange (SCE) techniek na te gaan of mutagene stoffen in water voorkomen. Het aantal uitwisselingen (SCE's) tussen delen van chromatiden van eenzelfde chromosoom neemt namelijk toe in aanwezigheid van mutagene stoffen. Door bromodeoxyuridine (BrdU, een thymidine-analoog) in te bouwen in het DNA gedurende twee replicatieronden is het mogelijk om zusterchromatiden verschillend te kleuren (Perry & Wolff, 1974). Op deze wijze kunnen SCE's met lichtmicroscopie worden gescoord. Deze test werd ontwikkeld in nauwe samenwerking met de vakgroep Toxicologie van de LH Wageningen (Prein et al., 1978; Alink et al., 1980; Van der Hoeven, 1982; Van der Gaag et al., 1983a).

Bij de toepassing van deze test met vissen moest worden gezocht naar een geschikt proefdier. Aanvankelijk werd de hondsvis, *Umbra pygmaea*, gebruikt. Deze vis

Tabel 1. Sister chromatid exchange (SCE) inductie door water uit de Lek in hondsvissen (januari 1978) en in *Nothobranchius* (november 1981).

Proef	Groep	Aantal vissen	Weefsel-type	Aantal chromosomen	SCE/ chromosoom
Hondsvis	controle	10	kieuw	3123	0,050 ± 0,013
		4	testis	929	0,063 ± 0,010
	Lek	6	kieuw	2416	0,128 ± 0,023
	(3 dagen)	4	testis	1556	0,117 ± 0,030
	Lek	5	kieuw	2317	0,155 ± 0,021
	(11 dagen)	2	testis	649	0,161 ± 0,044
Nothobranchius	controle	4	kieuw	599	0,055 ± 0,026
	Lek (7 dagen)	4	kieuw	1739	0,104 ± 0,018

komt voor in vennetjes en heeft 22 relatief grote metacentrische chromosomen. In 1978 werd met de hondsvis een significante toename van de SCE-frequentie na 3 en 11 dagen blootstelling aan Lekwater gevonden (tabel 1). Het probleem met deze vis was echter dat de proefdieren in het wild gevangen moesten worden omdat pogingen om een kweek op te zetten mislukten.

Daarom is gezocht naar een vervangend proefdier. *Nothobranchius rachowi*, een jaarvisje uit Zuidoostelijk Afrika met 16 chromosomen, lijkt wat deze test betreft een gunstig alternatief. Bij een oriënterende proef in november 1981 was het aantal SCE's in Lekwater na zeven dagen tweemaal hoger dan in de controlegroep (tabel 1).

Dit testsysteem is echter op het ogenblik nog niet gereed voor routinematige toepassing: er zijn problemen gerezen bij het inbouwen van het BrdU in het DNA van de chromosomen waardoor de kwaliteit van de chromatidencontrastkleuring niet altijd constant is. Het onderzoek is erop gericht om hiervoor op korte termijn een oplossing te vinden. Pas daarna kan worden begonnen met een evaluatie van de kwaliteit van dit testsysteem.

Discussie

Wanneer de belangrijkste resultaten van de verschillende testsystemen onder elkaar worden gezet, dan valt allereerst op dat de toxische effecten van Lekwater een bepaald patroon vertonen: verhoogde sterfte van embryo's en larven, groeiremming, lever en niervergroting en verlaagde Hb of hematocriet (tabel 2). Daarnaast trad bioaccumulatie van organochloorverbindingen op.

Er blijkt wel een verschil te zijn in de intensiteit waarmee deze effecten optreden: vanaf 1978 was deze intensiteit afgenomen, terwijl een aantal andere effecten niet meer werden waargenomen. Uitspraken over de achtergronden en oorzaken van de

Tabel 2. Samenvatting van parameters gemeten in testen met vissen van water uit de Lek.

	1974/1977	1978/1981
Chronische blootstelling		
groeiremming	++	+
lever/niervergroting	++	+
verlaagd Hb of Hematocriet	++	+
verhoogd bloedglucose	+/−	?
bioaccumulatie van organochloor-verbindingen	++	+
Ei-larvale test		
verhoogde sterfte	++	+/±
optreden van *mopsneuzen*	?	+
DNA-schadetest		
verhoogde SCE-frequentie	?	+

++: in sterke mate opgetreden
+: waargenomen
−: niet waargenomen
?: niet bepaald

verschuivingen in de resultaten van toxicologische testen zijn echter niet zonder meer mogelijk. Daarvoor moeten nog vele andere factoren in beschouwing worden genomen. Zo was bijvoorbeeld de waterafvoer van de Rijn in 1976 uitzonderlijk laag. Dit kan betekenen dat de concentraties van stoffen in het water toen hoger waren, maar ook dat het zelfreinigingsvermogen van de Lek (waarin werd gemeten) was toegenomen doordat deze rivier sterk gestuwd werd. Van 1978 tot en met 1981 was de gemiddelde jaarlijkse afvoer 7 tot 30% hoger dan normaal, waardoor in principe omgekeerde invloeden konden worden verwacht.

Het is wel mogelijk om, op grond van de opgedane ervaring, objectieve parameters te kiezen die als indicatie kunnen dienen voor trendmatige veranderingen van de kwaliteit van een bepaald watertype, zoals van de Rijn. Voor Lekwater zouden bepalingen van groeiremming, leververgroting en accumulatie van organochloorverbindingen hiertoe kunnen dienen, later eventueel aangevuld met SCE-frequentiemetingen. De sterfte van embryo's en larven is hiervoor minder geschikt vanwege de grote variatie in sterfte die van jaar tot jaar optreedt in de controlegroepen. Het voorgestelde meetsysteem zou ook kunnen dienen bij de toxicologische analyse van afvalwaterzuiveringseffluenten. In een vaste opstelling zijn op deze wijze metingen van biologische kwaliteitsparameters mogelijk tegen relatief lage kosten.

Besluit

Wanneer men de gegevens uit deze testen echter wil hanteren om een eventueel effect op een ecosysteem te beoordelen, dan stuit men op de nodige problemen. Wel zijn vele overeenkomsten gevonden met de veldwaarnemingen van Slooff, zoals verhoogde sterfte, groeiremming, leververgroting en bepaalde teratogene effecten (zie het hoofdstuk van Slooff & De Zwart). Het is echter de vraag of met de bestaande gegevens kan worden worden vastgesteld, bijvoorbeeld in hoeverre chemische verontreinigingen hebben bijgedragen tot de verdwijning van zalmachtigen uit de Rijn. Een aantal effecten zou nadelige gevolgen kunnen hebben, zoals verhoogde sterfte, groeiremming en teratogene effecten. De gevolgen van leververgroting, mutagene effecten en bioaccumulatie zijn minder goed te vertalen. Als men daarnaast in beschouwing neemt dat binnen het ecosysteem een bepaalde compensatie kan optreden, bijvoorbeeld door een verhoogde eiproduktie, dan kan alleen maar gesteld worden dat toxiciteitstesten in oppervlaktewater met vissen, vooralsnog beperkte mogelijkheden bieden om risico's van chemische verontreinigingen voor ecosystemen in te schatten.

Verantwoording

Dit onderzoek is uitgevoerd in het kader van het speurwerkprogramma van de VEWIN (Vereniging van Exploitanten van Waterleidingbedrijven in Nederland). Het onderzoek van Lekwater in 1981/82 werd gefinancierd door de Rijncommissie van Waterleidingbedrijven (RIWA). Bij de initiëring en uitvoering van het onderzoek waren C. L. M. Poels, H. W. van der Klift, W. B. Buiten en mw. G. A. Peute-Slof betrokken. Belangrijke bijdragen aan het onderzoek werden geleverd door W. van Hout en A. de Ruyter in het kader van hun doctoraalstudie biologie.

Literatuur

Alink, G. M., E. M. H. Frederix-Wolters, M. A. van der Gaag & C. L. M. Poels, 1980. Induction of sister-chromatid exchanges in fish exposed to Rhine-water. Mutation Research 78: 369 - 374.

Förlin, L. & T. Hansson, 1982. Effects of treated municipal wastewater on the hepatic, xenobiotic and steroïd metabolism. Ecotoxicology and Environmental Safety 6: 41 - 48.

Gaag, M. A. van der, A. Noordsij, C. L. M. Poels, J. C. Schippers, 1982. Oriënterend onderzoek met analytisch-chemische en genotoxicologische meetmethoden naar het effect van waterbehandelingsprocessen. H_2O 15: 439 - 445.

Gaag, M. A. van der, G. M. Alink, P. Hack, J. C. M. van der Hoeven & J. F. J. van de Kerkhoff, 1983a. Genotoxicological study of Rhine water with the Killifish Nothobranchius rachowi. Mutation Research 113: 311.

Gaag, M. A. van der, J. F. J. van de Kerkhoff, H. W. van der Klift & C. L. M. Poels, 1983b. Toxicological assessment of river water quality in bioassays with fish. Environmental Monitoring and Assessment (in druk).

Helder, T., 1981. Effects of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) on early life stages of rainbow trout (Salmo gairdneri, Rich.). Toxicology 19: 101 - 112.
Hoeven, J. C. M. van der, I. M. Bruggeman, G. M. Alink & J. H. Koeman, 1982. The killifish Nothobranchius rachowi, a new animal in genetic toxicology. Mutation Research 97: 35 - 42.
Meyers, A. P. & R. Chr. van der Leer, 1976. The occurrence of organic micropollutants in the river Rhine and the river Maas in 1974. Water Research 10: 597 - 604.
McKim, J. M., 1977. Evaluation of tests with early life stages of fish for predicting longterm toxicity. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 34: 1148 - 1154.
Nikolskii, G. V., 1969. Theory of fish population dynamics as the biological background for rational exploitation and management of fishery resources. Oliver and Boyd, Edinburgh.
Noordsij, A., J. van Beveren & A. Brand, 1983. Isolation of organic compounds from water for chemical analysis and toxicological testing. International Journal of Environmental Analytical Chemistry 13: 205 - 217.
Perry, P. & S. Wolff, 1974. New Giemsa method for the differential staining of sister chromatids. Nature (London) 251: 156 - 158.
Poels, C. L. M., 1978. Sublethal effects of Rhine water on rainbow trout. In: Hutzinger, Lelyveld & Zoeteman (Eds): Proceedings of the Second International Symposium on Aquatic Pollutants. Pergamon Press, Oxford, p. 479 - 480.
Poels, C. L. M., M. A. van der Gaag & J. F. J. van de Kerkhoff, 1980. An investigation into the long-term effects of Rhine water on rainbow trout. Water Research 14: 1029 - 1035.
Prein, A. E., G. M. Thie, G. M. Alink, C. L. M. Poels & J. H. Koeman, 1978. Cytogenetic changes in fish exposed to water of the river Rhine. Science of the Total Environment 9: 287 - 291.
Schulte Hermann, R., 1974. Induction of liver growth by xenobiotic compounds and other stimuli. C. R. C. Critical Reviews in Toxicology 3: 97 - 158.
Slooff, W. & C. F. van Kreijl, 1982. Monitoring the rivers Rhine and Meuse in the Netherlands for mutagenic activity using the Amestest in combination with rat and fish liver homogenates. Aquatic Toxicology 2: 157 - 173.
Weatherley, A. H., 1972. Growth and ecology of fish population. Academic Press, London, New York.

Luchtkwaliteit - Inleiding

J. G. ten Houten

Aard en bronnen van luchtverontreiniging

Luchtverontreiniging kan zowel een natuurlijke oorzaak hebben (vulkaanuitbarsting, terpeenvorming door dennebossen, moerasgasontwikkeling, zoute zeewinden) als een gevolg zijn van menselijke activiteiten (gemotoriseerd verkeer, industrie, elektriciteitscentrales, verwarming van woon- en werkruimten door verbranding van fossiele brandstof). Door de sterke bevolkingsgroei, gepaard gaande met uitgebreide industriële activiteiten en hoge verkeersdichtheid, is de mens, althans in grote delen van de wereld, verantwoordelijk voor de meeste luchtverontreiniging.

Naast verontreinigingen uit algemene bronnen als verkeer en stationaire verbrandingsinstallaties van industrie en woningen zijn ook verontreinigingen bekend van beperkte omvang, afkomstig van speciale bedrijven. De algemene bronnen zijn in hoofdzaak verantwoordelijk voor de grote hoeveelheden zwaveldioxyde (SO_2) en stikstofoxyden (NO_x is $NO+NO_2$), die in de atmosfeer terechtkomen. Dat gaat alleen in Nederland al om honderdduizenden tonnen per jaar. Uitlaatgassen van auto's en afgassen van elektriciteitscentrales zijn de voornaamste bronnen van NO_x en de eerstgenoemde ook van koolwaterstoffen, waaronder etheen, die onder invloed van zonlicht reageren met NO_x en fotochemische oxydantia vormen, zoals ozon en peroxyacetylnitraat (PAN). Fluoriden, vooral waterstoffluoride (HF), zijn van industriële herkomst (aluminium- en staalfabrieken, fosfaatkunstmestfabrieken, keramische industrie e.a.).

Via de landbouw komen onder andere bestrijdingsmiddelen, ammoniak en stankstoffen in de atmosfeer.

Er is minder bekend over kleinschaliger emissies (Rey, 1982). Het Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne heeft daarom nu in de emissieregistratie 400 stoffen opgenomen, die bestudeerd moeten worden. Dat aantal zal ongetwijfeld worden uitgebreid, omdat de chemische industrie jaarlijks met vele nieuwe produkten op de markt komt, waaronder mogelijk stoffen die later uiterst gevaarlijk blijken voor het milieu, zoals de in Nederland inmiddels verboden PCB's.

Naast stoffen in gasvormige toestand komen stoffen voor die als zeer kleine deeltjes in vaste of vloeibare vorm in de lucht zitten, de aërosolen. Voorbeelden hiervan zijn cementstof, maar ook metalen zoals lood, cadmium, zink en mangaan, die vooral afkomstig zijn van metallurgische bedrijven; lood ook van het gemotoriseerde verkeer. Samen vormen ze een blijvende milieubelasting.

Verspreiding van luchtverontreiniging

Luchtverontreinigingscomponenten kunnen zich over honderden tot zelfs duizenden kilometers verplaatsen, waardoor ze op de meest onverwachte plekken terecht kunnen komen. De vroegere optimistische veronderstelling dat ze snel tot onbelangrijke concentraties verdund zouden worden (vandaar het bouwen van zeer hoge schoorstenen), blijkt helaas niet op te gaan. Bovendien kunnen stoffen als SO_2 op hun lange tocht door de atmosfeer in enkele dagen chemisch worden omgezet. SO_2 bijvoorbeeld in zwavelzuur en sulfaten, en NO_x in salpeterzuur en nitraten. Ze slaan zowel in vaste als in opgeloste vorm als 'zure regen' neer. Dat kan ernstige gevolgen hebben voor het biologisch milieu, zoals bijvoorbeeld blijkt in meren in Zweden en Noorwegen.

De concentraties van de verontreinigingen zijn gewoonlijk het grootst in de omgeving van emitterende bedrijven en andere bronnen; dat wil zeggen tot op een afstand van 30 km. Daar komen de schadelijke bestanddelen via de lucht terecht op en in de grond en/of het oppervlaktewater, waardoor planten en dieren nadelig beïnvloed kunnen worden. Hoe meer kennis we opdoen, hoe duidelijker het wordt dat er geen scherpe scheiding bestaat tussen lucht-, water- en bodemverontreiniging.

Zeer belangrijk voor de verspreiding door de lucht zijn de meteorologische omstandigheden. Vooral de windkracht, de overheersende windrichting, de neerslag, de temperatuur en – voorzover het fotochemische verontreiniging betreft – de zonneschijn spelen een belangrijke rol. Door het aanleggen van een systematisch opgezet chemisch/fysisch meetnet kan men de concentratie van de voornaamste luchtverontreinigingscomponenten in ruimte en tijd registreren.

Bioindicatoren

Naast de registratie van fysische en chemische parameters is het gebruik van bioindicatoren van veel belang gebleken. Grodzinski & Yorks (1981) onderscheiden drie hoofdcategoriën van bioindicatoren:

- Echte bioindicatoren, dat zijn individuele soorten die bepaalde, al dan niet karakteristieke beschadigingen vertonen, afhankelijk van de aard, concentratie en inwerkingsduur van de verontreiniging.
- Een reeks van indicatorsoorten die de effecten van milieuverontreiniging op de samenstelling van biocoenosen aangeven. Daarbij verdwijnen bepaalde gevoelige soorten, terwijl andere, resistente soorten zich in de ontstane niches sterk kunnen uitbreiden.
- Accumulatoren, dat zijn soorten die op potentieel toxische stoffen reageren met of zonder interne beschadiging, maar die in elk geval de schadelijke stoffen onveranderd in hoge concentraties in hun organisme of in bepaalde organen ophopen. Ze kunnen daarna chemisch/fysisch worden geanalyseerd.

Sommige hogere planten bezitten een min of meer specifieke gevoeligheid voor bepaalde luchtverontreinigingscomponenten, waarvan de effecten relatief gemakkelijk aantoonbaar zijn. Door een gestandaardiseerde opkweek- en expositiemethode te gebruiken, kan men een indruk krijgen van de verspreiding van de effectbelasting op een groot aantal plaatsen gedurende langere tijd: de zogenaamde biomonitoring. In Nederland wordt hiervan al meer dan twintig jaar gebruik gemaakt, eerst alleen rondom fabrieken, later ook in het Nationale Meetnet voor Luchtverontreiniging.

Planten reageren op veel lagere concentraties van de meeste luchtverontreinigingen dan mens en dier. Dit komt door de intensieve gaswisseling in hun bladeren. Voor koolmonoxyde (CO) zijn dieren veel gevoeliger. Vandaar dat men in kolenmijnen vroeger kanaries als indicatoren gebruikte voor het opsporen van kolendamp (CO). Het vaststellen van de geschiktheid van een plantesoort om als indicator te dienen voor een bepaalde verontreiniging vereist een zorgvuldige gevoeligheidsanalyse onder nauwkeurig bekende uitwendige omstandigheden als luchttemperatuur, vochtigheidsgraad en chemische samenstelling van de grond (Posthumus, 1981). De planten worden in begassingskassen gedurende korte of lange tijd gekweekt. Het laatste gebeurt vooral als het gaat om zeer lage concentraties van de te onderzoeken verontreinigingen, om chronische effecten zoals groeiremming op te sporen. Ook kan men nagaan wat de invloed is van combinaties van verschillende luchtverontreinigingen. Dat is belangrijk, omdat in de praktijk vaak meer dan één verontreiniging gelijktijdig aanwezig zal zijn. Het is gebleken, dat er synergistische effecten voor kunnen komen, dat wil zeggen dat de plant sterker reageert dan men zou verwachten op grond van de som van de effecten van de verontreinigingscomponenten als deze afzonderlijk en in dezelfde concentraties als in het mengsel aanwezig geweest zouden zijn. Juist dergelijke biologische effecten maken het noodzakelijk, naast automatische chemische analyses van de lucht, bioindicatoren te gebruiken. Posthumus zal uitgebreid op het gebruik van hogere planten als luchtverontreinigingsindicatoren ingaan.

Soms vormen vreemde reacties van planten in het veld een eerste aanwijzing voor de aanwezigheid van nog onbekende luchtverontreinigingen. Dit gebeurde in 1945 in Californië, waar over grote oppervlakten de spinaziebladeren aan de onderzijde zilverachtig verkleurd of afgestorven waren. Alles wees op invloed van een nog onbekende vorm van luchtverontreiniging (Haagen Smit et al., 1952), die iets met fotochemisch omgezette auto-uitlaatgassen te maken bleek te hebben (Haagen Smit, 1952). Uiteindelijk werd vastgesteld, dat ozon het schadelijke agens was.

Niet alleen hogere planten, maar ook lichenen (korstmossen) zijn zeer gevoelig voor luchtverontreiniging. Hierop wordt verder ingegaan door De Wit. Hier dient slechts vermeld te worden dat bij korstmossoorten evenals bij hogere planten grote verschillen in gevoeligheid voorkomen (Skye, 1968; De Wit, 1976).

Daar zwavel en SO_2 een fungicide werking hebben is het niet verwonderlijk, dat bepaalde schimmelaantastingen van planten minder voorkomen in gebieden met

relatief hoge SO_2-concentraties in de atmosfeer. Soms kan men de mate van bladaantasting als indicatie voor luchtverontreiniging gebruiken. Dat is in Engeland gedaan met de teervlekkenziekte (*Rhytisma acerinum*) op bladeren van de gewone esdoorn (*Acer pseudoplatanus*). Bevan & Greenhalgh (1976) vonden een goede negatieve correlatie tussen het aantal teervlekken per blad en de gemiddelde jaarlijkse SO_2-concentraties in de omgeving van Liverpool. Hoe hoger de concentratie hoe minder vlekken.

Daar niet alle plantesoorten even gevoelig zijn voor luchtverontreiniging en ze bovendien verschillend reageren, afhankelijk van de aard van de verontreiniging, kan men aan de hand van de soortensamenstelling van fytocoenosen in de nabijheid van bijvoorbeeld een HF-emitterende fabriek een indruk krijgen over de mate van verontreiniging. Voor dit doel zijn permanente proefvakken op verscheidene afstanden en in verschillende windrichtingen ten aanzien van de fabriek aangelegd (Hajduck & Ruzicka, 1968). Hoe dichter die proefvakken bij de fabriek lagen, hoe minder plantesoorten er in voorkwamen, totdat er vlak bij het aluminiumbedrijf maar twee overbleven. Het frequentieverloop van twee resistente soorten, blaassilene (*Silene vulgaris*) en fioringras (*Agrostis stolonifera*), die vóór de verontreiniging in dezelfde frequentie voorkwamen, bleek na vier jaar totaal gewijzigd: fioringras had zich massaal vermeerderd ten koste van de (nu verdwenen) vatbare soorten, maar blaassilene had dezelfde frequentie gehouden als voorheen.

Het afwezig zijn van bepaalde plantesoorten alleen kan men moeilijk als indicatie voor luchtverontreiniging gebruiken, omdat dat ook een gevolg van heel andere oorzaken kan zijn. Wel kan het ontbreken van een hele groep soorten met gelijke standplaatseisen een aanwijzing voor luchtverontreiniging zijn, vooral als deze planten op verder van de industrie gelegen plaatsen wèl voorkomen (Cairns et al., 1979). Overvloedig aanwezige resistente en elders zeldzame soorten zouden eventueel onder bepaalde omstandigheden als indicator gebruikt kunnen worden.

Tenslotte een korte opmerking over planten, die vallen in de derde categorie van bioindicatoren, de accumulatoren. Dit zijn soorten, die niet of nauwelijks reageren met bepaalde afwijkende symptomen, terwijl uit chemische analyses blijkt dat ze wel de verontreinigende stoffen accumuleren. Mossen accumuleren zware metalen beter dan lichenen en hogere planten (Grodzinska, 1978; Folkeson, 1979). Dat wil nog niet zeggen dat ze ook bruikbaarder zijn dan zaadplanten in bijvoorbeeld een landelijk meetnet. (Posthumus gaat in zijn hoofdstuk hier nader op in.)

Dieren als indicatoren

Hoewel dieren schade kunnen ondervinden van luchtverontreiniging en door de lucht vervoerde stoffen kunnen accumuleren, zijn ze in het algemeen minder geschikt om als indicatoren te dienen dan planten. Men maakt dan ook nauwelijks gebruik van dieren als echte indicatoren voor luchtverontreiniging. Bij waterverontreiniging ligt dat anders. Veel wateren bevatten als planten alleen fytoplankton dat door de korte levensduur nauwelijks accumuleert en dan is het praktischer mollusken of

vissen als indicator te gebruiken. Een geval, waarbij dieren als indicator voor luchtverontreiniging werden toegepast, vinden we in een artikel van André et al. (1982). Zij brachten de luchtverontreiniging rond Brussel in kaart door gebruik te maken van de schorsmijt *Humerobatus rostrolamellatus*, die vooral bij hoge luchtvochtigheid erg gevoelig is voor SO_2 (Lebrun et al., 1978). De mortaliteit van in buisjes uitgezette mijten werd na een week bepaald en varieerde van 0 tot 49%. André et al. vonden in het onderzochte gebied een goede correlatie tussen het percentage mortaliteit en de gemiddelde SO_2-concentratie per jaar, uitgedrukt in $\mu g/m^3$.

SO_2 hoopt zich ook in verschillende weefsels van bijen op. Zowel acute als meer chronische vergiftigingen leidden tot sterfte of in minder ernstige situaties tot verminderde ei-afgifte en kortere levensduur (Bromenshenk, 1978). Er treedt ook verlaagde vliegactiviteit op bij bijen (onder andere *Lasioglossum zephyrum*, Ginevan et al., 1980) en keversoorten na begassingen met relatief lage SO_2-concentraties. Bovendien gaan zowel saprofage als predatore kevers sterk in aantal achteruit (Preston, 1979). Maar dit biedt nog te weinig houvast om dergelijke organismen algemeen als indicator te gebruiken.

Veel literatuur over luchtverontreiniging en insekten is verzameld door Van Vliet (1980). Soms komt het voor dat insekten zich uitbreiden als secundair gevolg van luchtverontreiniging. Ten dele wordt dat veroorzaakt door de grotere gevoeligheid van predatoren (zoals lieveheersbeestjes), waardoor bijvoorbeeld bladluizen zich explosief kunnen ontwikkelen (Przybylski, 1979), ten dele houdt het verband met de verzwakking van door luchtverontreiniging aangetaste bomen. Reeds in 1898 is in Europa geconstateerd, dat schadelijke snuitkevers (*Pissodes* spp.) toenamen in door SO_2 aangetaste naaldbomen (Donabauer, 1966) en schorskevers (*Dendroctonus* spp.) vermeerderden zich sterk in door ozon beschadigde bomen van *Pinus ponderosa* in Californië (Stark et al., 1968). Maar ook hier lijkt het twijfelachtig of men aan de hand van deze toename van bepaalde soorten gerechtigd is ze als bioindicatoren te gebruiken.

De uitvoerigste studies over de invloed van luchtverontreiniging op wilde dieren en ecosystemen zijn in Tsjechoslowakije verricht. Newman (1979) geeft daar een goed overzicht van. Er bleken zowel fysiologische als ecologische veranderingen op te treden bij populaties van wilde dieren die aan ernstige luchtverontreiniging waren blootgesteld. Sommige van die dieren kunnen als bioindicatoren worden gebruikt. Bij hazen dienden het hemoglobinegehalte van het bloed, de reactie van de urine en de reproduktiecoëfficiënt als basis (Novakova, 1968). Het hemoglobinegehalte bleek in industriegebieden lager te liggen dan daar buiten. De pH van de urine was bij hazen uit de omgeving van cementfabrieken veel hoger (8,5) en bij een SO_2-emitterend bedrijf veel lager (3,4) dan normaal.

Verscheidene onderzoekers gebruiken dieren als accumulatoren van luchtverontreinigingscomponenten. Zware metalen zoals cadmium en zink, die voor een aanzienlijk deel via de atmosfeer in het milieu terechtkomen (Paul et al., 1981), accumuleren onder andere in regenwormen (*Lumbricus rubellus*) (Eijsackers et al., 1982).

In Japan bleek, dat huismussen in verontreinigde gebieden een viermaal hoger

gehalte aan cadmium in hun botten hadden dan dieren afkomstig uit een niet verontreinigd gebied. Dit hoge cadmiumgehalte resulteerde in hoge sterftecijfers (Nishino et al., 1973).

Sinds de zeventiger jaren gebruikt men honingbijen als indicatoren en accumulatoren voor milieuverontreiniging (Bromenshenk, 1978). Bijen blijken bruikbare 'indicatoren' te zijn voor bijzonder lage concentraties aan fluoride, lood en kwik in het milieu. Aanvliegende bijen worden bij de ingang van de korf weggezogen en onmiddellijk bevroren voor latere analyse. Men maakt gebruik van het bestaande netwerk van commerciële bijenstanden in de Verenigde Staten en krijgt zo een indruk over de verspreiding van de geanalyseerde luchtverontreinigingen (Bromenshenk, 1978). Gebleken is dat ook in honing verzameld in de omgeving van autosnelwegen, industriën en mijnen verontreinigingen voorkomen (Tong et al., 1975). Daaronder bevindt zich lood, zink en cadmium (Otto & Jekat, 1977). Als men de honing per bijestand apart houdt, zou deze dus als 'indicator' voor milieuverontreiniging in een bepaald gebied kunnen dienen. De gevonden gehalten zijn zo laag dat ze geen gevaar voor de volksgezondheid vormen.

Toepassingsmogelijkheden

Aangezien organismen en ecosystemen alle invloeden van de omgeving ondergaan, reageren ze op de totale druk die door een (verontreinigd) milieu wordt uitgeoefend. Daarbij komt, dat overschrijding van een zekere drempelwaarde van een milieuvreemde stof, zelfs al duurt die maar kort, ernstige gevolgen kan hebben. Zulke korte pieken van een luchtverontreiniging (bijvoorbeeld PAN) zullen meestal bij de routinematige chemische analyses van de lucht niet worden waargenomen. Daarom zijn bioindicatoren uiterst nuttig als vroegtijdige biologische waarschuwingssystemen (Manning & Feder, 1980). Het is gewenst aan de hand van zorgvuldige begassings- en veldproeven na te gaan welke bioindicatoren en accumulatoren het meest geschikt zijn om in permanente meetnetten of in regionale, tijdelijke meetopstellingen gebruikt te worden. Planten lijken voor dit doel over het algemeen geschikter dan dieren, omdat ze minder verzorging vragen en vaak op zeer lage concentraties van de verontreiniging reageren met karakteristieke symptomen.

Literatuur

André, et al., H. M., 1982. Monitoring and mapping air pollution through an animal indicator: a new and quick method. Journal of applied ecology 19: 107 - 111.

Bevan, R. J. & G. N. Greenhalgh, 1976. Rhytisma acerinum as a biological indicator of pollution. Environmental Pollution 10: 271 - 285.

Bromenshenk, J. J., 1978. Yet another job for busy bees. The Sciences 4: 12 - 15 (New York Academy of Sciences).

Cairns et al., J., 1979. Environmental bio-monitoring, assessment, prediction and management. Statistical Ecology 11 (International Cooperative Publishing House), 438 p.

Donabauer, E., 1966. Durch Industrieabgase bedingte Sekundärschäden am Wald. Mitteilungen förstlicher Bundes Versuchsanstalt Mariabrunn 73: 101 - 109.
Eijsackers et al., H. J. P., 1982. Zware metalen van zinkfabriek belasten het milieu tot op 25 km. Natuur en Milieu 6: 10 - 13.
Folkeson, L., 1979. Interspecies calibration of heavy metal concentrations in nine mosses and lichens: Applicability to deposition measurements. Water, Air and Soil Pollution 11: 253 - 260.
Ginevan et al., M. A., 1980. Ambient air concentration of sulphurdioxide effects. Activities in bees. Proceedings National Academy of Science 77: 5631 - 5633 (Washington, D.C.).
Grodzinska, K., 1978. Mosses as bioindicator of heavy metal pollution in Polish national parks. Water, Air and Soil Pollution 9: 83 - 97.
Grodzinski, W. & T. P. Yorks, 1981. Species and ecosystem level bioindicators of airborne pollution: an analysis of two major studies. Water, Air and Soil Pollution 16: 33 - 53.
Haagen Smit, A. J., 1952. The chemistry and physiology of Los Angeles smog. Industrial and Engineering Chemistry 44: 1342 - 1346.
Haagen Smit et al., A. J., 1952. Investigation on injury to plants from air pollution in the Los Angeles area. Plant Physiology 27: 18 - 25.
Hajduck, J. & M. Ruzicka, 1969. Das Studium der Schäden an Wildpflanzen und Pflanzengesellschaften verursacht durch Luftverunreinigung. In: Air pollution: Proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals, Wageningen, 1968. Pudoc, Wageningen, p. 183 - 192.
Lebrun et al., Ph., 1978. The effect of interaction between the concentration of SO_2 and the relative humidity of air on the survival of the bark-living bioindicator mite Humerobatus rostrolamellatus. Water, Air and Soil Pollution 10: 269 - 275.
Manning, W. J. & W. A. Feder, 1980. Biomonitoring air pollutants with plants. Applied Science Publishers, Barking, England, 142 p.
Newman, J. R., 1979. Effects of industrial air pollution on wildlife. Biological Conservation 15: 181 - 190.
Nishino et al., 1973. Influence of environmental pollution of the sparrow. Japanese Journal of Public Health 20: 1.
Novakova, E., 1969. Influences des pollutions industrielles sur les communautés animales et l'utilisation des animaux comme bio-indicateurs. Air pollution: Proceedings of the first european congress on the influence of air pollution on plants and animals, Wageningen, 1968. Pudoc, Wageningen, p. 41 - 48.
Otto, K. & F. Jekat, 1977. Experimentelle Untersuchungen über die Belastung eines Nahrungsmittels mit Rückständen von Blei, Zink und Cadmium. Ernährungs Umschau 24: 107 - 109.
Paul et al., P. G., 1981. Een verkenning van de belasting van de bodem in Nederland met zware metalen. De Ingenieur 8: 15 - 19.
Posthumus, A., 1981. De invloed van luchtverontreiniging op planten. Natuur en Techniek 49: 488 - 507.
Preston, E. M., 1979. The ecological implications of chronic sulphurdioxide exposure to native grasslands. Presentation at the 72nd annual meeting of the Air Pollution Control Association, Ohio.
Przybylski, Z., 1979. The effect of automobile exhaust gases on the arthropods of cultivated plants, meadows and orchards. Environmental Pollution 10: 157 - 161.
Rey, W. C., 1982. Toespraak van de directeur-generaal voor de Milieuhygiëne. Bundeling van lezingen ter gelegenheid van veertigjarig jubileum van het Instituut voor Milieuhygiëne en Gezondheidstechniek TNO, Symposium Mens en Milieu 2000, IMG-TNO, Postbus 214, 2600 AE Delft.

Skye, E., 1968. Lichens and air pollution. Acta Phytogeographica Suesica 52: 1 - 123.
Stark et al., R. W., 1968. Photochemical oxidant injury and bark beetle infestation in injured trees. I. Incidence of bark beetle infestation in injured trees. Hilgardia 39: 121 - 126.
Tong et al., S. S. C., 1975. Elemental analysis of honey as an indicator of pollution: Forty-seven elements in honeys produced near highway, industrial and mining areas. Archives Environmental Health 30: 329 - 332.
Vliet, Th. E. van, 1980. De invloed van luchtverontreiniging op de entomofauna en de bodemfauna: Een literatuuronderzoek. Doctoraal scriptie, Vakgroep Natuurbeheer en Natuurbehoud van de Landbouwhogeschool, Wageningen, 44 p.
Wit, A. de, 1976. Epiphytic lichens and air pollution in the Netherlands. Thesis Utrecht, p. 1 - 227. J. Cramer, Vaduz.

Hogere planten als indicatoren en accumulatoren van gasvormige luchtverontreiniging

A. C. Posthumus

Inleiding

Sommige hogere planten kunnen dienen als ecologische indicatoren voor de aanwezigheid van bepaalde luchtverontreinigingscomponenten, vóórdat deze chemisch/fysich zijn aangetoond. En als de effecten zich uiten in duidelijk zichtbare, kwantificeerbare symptomen, kan de meting hiervan ook een bijdrage leveren aan de monitoring van effectintensiteiten van luchtverontreiniging in tijd en ruimte (Spierings, 1971; Posthumus, 1976).

Hierbij dient meteen opgemerkt te worden dat uit de effectintensiteiten nooit een exacte bepaling van de concentratie van de verontreiniging in de lucht kan worden afgeleid, omdat hierbij allerlei andere interne en externe factoren een rol spelen. Voor de kwantitatieve meting van de verontreinigende stoffen in de lucht zal men steeds de chemische en fysische bepalingen nodig hebben. Omgekeerd zal men ook niet op grond van concentratiemetingen in de lucht iets kunnen voorspellen over de te verwachten effecten bij planten. Beide vormen van monitoring moeten dus tegelijkertijd, elkaar aanvullend, plaatsvinden (Posthumus, 1980).

Bij deze monitoring van luchtverontreiniging met planten kan men ook nog betrekken het kwalitatief en kwantitatief bepalen van sommige luchtverontreinigingscomponenten in monsters van planten, die deze componenten uit de lucht hebben opgenomen zonder dat deze door metabolische reacties zijn veranderd. Vooral als we de opname van componenten uit de lucht in planten als een eerste effect hiervan beschouwen, zijn deze accumulatorplanten een geschikte aanvulling van het gereedschap bij de biologische monitoring van de luchtverontreiniging.

Behalve het doel van de permanente of regelmatig herhaalde meting van de concentraties en de effecten van de luchtverontreiniging ter bewaking van de luchtkwaliteit, dient deze monitoring ook nog ter verkrijging van meer kennis over de criteria die gebruikt kunnen worden bij het opstellen van adviezen over grenswaarden of normen op dit gebied. Hiervoor dienen dan wel de kwantitatieve relaties tussen de blootstelling aan luchtverontreiniging in verschillende concentraties en condities aan de ene kant en de effecten aan de bestudeerde objecten aan de andere kant, duidelijk bekend te zijn.

Hiertoe werd en wordt ook uitgebreid begassingsonderzoek uitgevoerd met planten die in zo goed mogelijk bekende condities werden respectievelijk worden blootgesteld aan bekende concentraties van luchtverontreinigingscomponenten, af-

zonderlijk en in bepaalde combinaties. Dit achtergrondsonderzoek in de vorm van kunstmatige begassingen is ook een vereiste voor het bepalen van de al of niet specifieke gevoeligheden van de indicatorplanten voor de verschillende componenten. Ook de gevoeligheidsgrenzen (drempelwaarden) t.a.v. de verschillende stoffen in verschillende condities worden op deze wijze bepaald. Het Instituut voor Plantenziektenkundig Onderzoek (IPO) te Wageningen beschikt hiervoor over speciaal voor dit doel ontwikkelde begassingskassen en -kasten (Spierings, 1974; Posthumus, 1977, 1978).

Er kunnen vele, verschillende soorten effecten van luchtverontreiniging aan planten voorkomen, die zich kunnen uiten op verschillende organisatieniveaus. We onderscheiden verder positieve en negatieve, zichtbare en onzichtbare, directe en indirecte, acute en chronische effecten. Voor de biologische monitoring zijn de duidelijk zichtbare effecten uiteraard de belangrijkste, maar ook de niet zichtbare ophoping van bepaalde componenten in de plant kan met behulp van chemische/fysische analysemethoden gemeten worden. De belangrijkste zichtbare, acute en chronische effecten bestaan uit bladbeschadigingen, bloeibeïnvloeding en groeibeïnvloeding. Bij de onzichtbare effecten spelen naast accumulatie van stoffen ook veranderingen op het gebied van enzymactiviteiten en membraanstructuren een belangrijke rol.

Om een goed gebruik te kunnen maken van planten als indicatoren en accumulatoren van luchtverontreiniging, moeten deze aan bepaalde eisen voldoen. Indicatoren moeten zeer gevoelig zijn voor een bepaalde component, waarbij het te meten effect gepaard gaat met een zo specifiek mogelijk, duidelijk symptoom hiervan. Er moet een methode bestaan om de effectsymptomen eenvoudig, reproduceerbaar en kwantitatief te bepalen. Bij accumulatoren kan men eisen dat de betreffende planten de te meten component sterk in zich ophopen, zonder deze door metabolisme te veranderen en dat de component in monsters van het materiaal gemakkelijk, reproduceerbaar en kwantitatief te bepalen is. Soms is dezelfde plantesoort geschikt als indicator en accumulator tegelijk, maar meestal zijn gevoelige indicatoren geen goede accumulatoren en omgekeerd. Daarom worden soms verschillend gevoelige varieteiten van één soort (bijvoorbeeld gladiool voor waterstoffluoride) gebruikt.

Er bestaan verschillende uitvoeringsvormen van biologische monitoring van luchtverontreinigingseffecten, waarbij vooral onderscheid gemaakt kan worden tussen de passieve en de aktieve vorm. Bij de passieve vorm maakt men gebruik van de in het te onderzoeken gebied aanwezige plantesoorten, zowel natuurlijk voorkomende als gekweekte. Bij de actieve vorm brengt men speciaal voor het beoogde doel geschikte indicator- en accumulatorplanten naar het te onderzoeken gebied toe. De methoden die hierbij worden gebruikt, zullen hierna uitgebreider worden besproken.

Effecten op gevoelige planten en de symptomen ervan

Binnen het geheel van het complexe gebeuren van de luchtverontreiniging, waarbij zeer vele, verschillende componenten een rol spelen, zijn er een aantal gasvormige

stoffen te noemen die speciaal voor planten van belang zijn in verband met de grote fytotoxiciteit ervan (zie tabel 1). Deze stoffen kunnen al in zeer lage concentraties negatieve effecten aan planten veroorzaken en zijn in staat om, vooral wanneer deze tegelijk voorkomen, de planten duidelijk te beschadigen of zelfs geheel te doen verdwijnen uit bepaalde ecosystemen.

Als eerste, meest fytotoxische component is te noemen het waterstoffluoride (HF) dat als voorbeeld van de groep van gasvormige en goed in water oplosbare fluoriden een reeds lang bekende, duidelijke, negatieve inwerking op verschillende plantesoorten heeft. Vooral monocotyle siergewassen als tulpen, gladiolen en fresia's en steenvruchtsoorten als pruim, perzik en abrikoos, maar ook gewassen als maïs, boekweit en gierst en wilde plantesoorten als *Hypericum perforatum* en *Picea abies* zijn zeer gevoelig voor dit fluoride. Het fluoride-ion hoopt zich na opname via de bladeren in de planten voornamelijk op in bladranden en -toppen en veroorzaakt daar, na allerlei effecten op cellulair niveau, duidelijke necrose van bladweefsel. Het necrotisch bladweefsel is daarbij meestal duidelijk gescheiden van het levende, groene weefsel door een rood-bruin gekleurde tussenzone. Ook op groei en ontwikkeling van bepaalde planten heeft waterstoffluoride een negatieve invloed. Het werkt al in zeer lage concentraties, vooral bij chronische blootstellingen, aangezien het gemakkelijk accumuleert.

Een tweede component van de luchtverontreiniging die in zeer lage concentraties effecten aan planten kan veroorzaken is etheen (C_2H_4), dat ook als eigen hormoon door de planten geproduceerd wordt. Extern etheen kan dus ook dezelfde effecten op celniveau veroorzaken als het endogene etheen, maar doet dit vaak op ongewenste momenten en op een overdreven en daardoor schadelijke wijze. Bekende symptomen zijn epinastische kromming van de bladeren en bladstelen, blad-, bloem- en vruchtval, inductie van extra veel, maar kleinere knollen bij aardappel en groeiremmingen (dwerggroei).

Tabel 1. Gevoeligheidsgrenzen van hogere planten voor chronische en acute blootstelling aan luchtverontreinigingscomponenten in mm^3/m^3 (1 mm^3/m^3 is 1 deel verontreiniging per miljard delen lucht op volumebasis).

Component	Chronisch	Acuut
waterstoffluoride (HF)	0,1–0,5	1–5
etheen (C_2H_4)	10–30	50–100
zwaveldioxyde (SO_2)	25–50	250
peroxyacetylnitraat		20
ozon (O_3)		25–40
chloor (Cl_2)		100
stikstofdioxyde (NO_2)	100	2500
zoutzuur (HCl)	50–200	10000
ammoniak (NH_3)	250–500	5000–10000

Zwaveldioxyde (SO_2) is ook in vrij lage concentraties toxisch voor hogere planten en veroorzaakt na opname en omzetting tot bisulfietionen (HSO_3^-) en sulfietionen (SO_3^{2-}) allerlei effecten op enzymen en membranen in de cellen. Behalve invloeden op groei en (re)produktie resulteren daaruit ook duidelijke bladbeschadigingen in de vorm van chlorosen en necrosen van naalden en tussen de bladnerven. Deze vorm van bladbeschadiging is niet specifiek voor SO_2, maar kan toch in samenhang met concentratiemetingen en bij uitsluiting van andere oorzaken als ziekten en plagen gebruikt worden als indicatie voor SO_2-effecten. Deze effecten kunnen veroorzaakt worden bij vele plantesoorten. Duidelijk gevoelig zijn bijvoorbeeld bepaalde coniferen (naaldbomen), klaversoorten, luzerne, boekweit en braam.

Sterk fytotoxisch zijn ook een aantal componenten van de fotochemische luchtverontreiniging, namelijk peroxyacetylnitraat (PAN) en ozon (O_3). Beide worden gevormd bij de omzettingen van stikstofoxyden en koolwaterstoffen onder invloed van het UV-licht van de zon. PAN geeft bij bepaalde plantesoorten tamelijk specifieke bladbeschadigingssymptomen te zien: brons-bruine, dwarsbandvormige necrosen aan de onderkant van de bladeren, zoals bij kleine brandnetel. Ook straatgras, petunia en allerlei land- en tuinbouwgewassen kunnen door PAN worden beschadigd. De eerste symptomen van O_3-effecten bevinden zich meestal aan de bovenkant van de bladeren en zijn in de vorm van een speciale spikkelvormige necrose, zoals bij tabak Bel W_3, of als een glans aan de bladoppervlakte zichtbaar, bijvoorbeeld bij spinazie en grote weegbree. O_3 kan ook andere vormen van chlorose en necrose, bladval en duidelijke groeireductie veroorzaken.

Een aantal luchtverontreinigende stoffen veroorzaken pas effecten bij concentraties die een factor 5 à 10 hoger zijn dan bij de vorige groep. Dit zijn chloor (Cl_2), stikstofdioxyde (NO_2), zoutzuur (HCl) en ammoniak (NH_3). Deze componenten geven over het algemeen geen aanleiding tot specifieke symptomen bij planten. Ze veroorzaken allemaal bladnecrosen, waarbij het achteraf moeilijk te bepalen is door welke component deze zijn ontstaan. Alleen NH_3-effecten bij bloemkoolbladeren (zwarte necrosen aan de onderkant) bieden een mogelijkheid tot biologische indicatie van NH_3.

Soorten en variëteiten als indicatoren

Voor de monitoring van luchtverontreinigingseffecten zijn zowel wilde plantesoorten als bepaalde variëteiten van cultuurplanten gebruikt. Voor een overzicht van de meest gebruikte indicatorplanten in onze streken wordt verwezen naar tabel 2. Hieruit blijkt dat waterstoffluoride, het meest voorkomende gasvormige fluoride, goed geïndiceerd kan worden met behulp van monocotyle siergewassen als tulp en gladiool. De effectsymptomen in de vorm van bladrand- en topnecrosen kunnen na verschillende blootstellingstijden kwantitatief worden bepaald door de oppervlakte van de necrotische bladdelen te meten. Dit kan men bij benadering, eenvoudig en snel doen door de lengte van de totale, necrotische bladpunt te bepalen (alle necrotische weefsel wordt in gedachten naar de bladpunt overgebracht). Deze

Tabel 2. Indicator- en accumulatorplanten voor verschillende luchtverontreinigingscomponenten.

Plantesoorten en -variëteiten	Componenten	Symptomen
gladiool var. Sneeuwprinses tulp var. Blue Parrot	waterstoffluoride (HF)	bladrand- en -topnecrose
gladiool var. Flowersong tulp var. Preludium	waterstoffluoride (HF)	fluorideconcentratie in droge stof
tabak var. Bel W_3	ozon (O_3)	spikkelvormige necrose op bovenzijde van blad
kleine brandnetel	peroxyacetylnitraat	bandvormige necrose op onderzijde van blad
petunia var. White Joy	etheen (C_2H_4)	kleine bloemen bloemknopval
rode klaver inkarnaat klaver luzerne boekweit	zwaveldioxyde (SO_2)	chlorose en necrose tussen de bladnerven
Italiaans raaigras var. Optima	fluoride- en metaalionen (F, Cd, Mn, Pb, Zn)	ionconcentraties in droge stof

lengtemeting is relatief voor de totale, necrotische bladoppervlakte en blijkt positief gecorreleerd te zijn met de totale hoeveelheid opgenomen fluoride.

Ozoneffecten worden vooral waargenomen en gekwantificeerd in de vorm van spikkelvormige necrose aan de bovenzijde van bladeren van de tabaksvariëteit Bel W_3. Hiervoor worden vaak de beschadigingspercentages van alle bladeren van de geëxponeerde, vooraf in O_3-vrije ruimten opgekweekte planten na 1 week bepaald. Het gemiddelde van deze percentages beschadigd oppervlak per blad van een aantal planten wordt gebruikt als maat voor de O_3-effectintensiteit. Deze effectintensiteitsmeting kan gevoeliger gemaakt worden door alleen de effecten aan bijvoorbeeld de drie gevoeligste bladeren te bepalen.

Effecten van PAN kan men tamelijk specifiek bepalen in de vorm van de dwarsbandvormige, bronskleurige necrose aan de onderkant van bladeren van kleine brandnetel. Ook hierbij speelt de verschillende gevoeligheid van verschillend oude bladeren een rol en kan men dit gebruiken om de bepaling gevoeliger te maken. Kwantificering vindt ook hier plaats in de vorm van de geschatte percentages beschadigd bladoppervlak, of in relatieve beschadigingsindices.

De bloeibeïnvloedende effecten van C_2H_4 kunnen gemeten worden aan de petunia-variëteit White Joy. Afhankelijk van de etheenconcentratie worden hierbij een kleinere bloemdiameter, minder of geen bloemen waargenomen. Ook aardappel- en

tomateplanten kunnen voor etheneeffect-monitoring worden benut, waarbij naast bloeibeïnvloeding ook epinastische kromming van bladeren en bladstelen optreedt (reversibel).

SO_2 veroorzaakt geen effecten met specifieke symptomen aangezien de intercostale chlorosen en necrosen ook kunnen ontstaan door bijvoorbeeld NO_2, maar dan wel bij veel hogere concentraties die in de praktijk meestal niet voorkomen. Toch worden voor SO_2-effecten bepaalde indicatorplanten ingezet, omdat de kans hierop groter is dan op effecten van bijvoorbeeld NO_2. Verschillende klaversoorten (rode en inkarnaatklaver), luzerne en boekweit zijn gevoelig voor SO_2 en zijn daarom als indicatorplanten hiervoor gebruikt. Ook bepaalde boomsoorten (vooral naaldbomen als de Weijmouthden en de zilverspar) zouden hiervoor kunnen dienen.

Het gebruik van een totaal assortiment van verschillende indicatorplanten op dezelfde plaats heeft duidelijk voordelen boven het exponeren van slechts één soort. Doordat meestal meerdere componenten tegelijk voorkomen, kunnen combinatie-effecten beter bestudeerd worden als men indicatoren voor verschillende componenten naast elkaar heeft staan.

Naast de gevoelige neemt men soms ook nauwverwante, ongevoelige soorten of variëteiten in het onderzoek op, om op die manier een mogelijkheid te hebben om niet-specifieke effecten van planteziekten of andere externe factoren te onderscheiden van de luchtverontreinigingseffecten.

Definitie van echte indicatorplanten: planten die duidelijke symptomen van effecten van bepaalde verontreinigingscomponenten kunnen vertonen en daardoor de mogelijke aanwezigheid van deze componenten aantonen.

Soorten en variëteiten als accumulatoren

Sommige plantesoorten en -variëteiten zijn door hun speciale morfologische en fysiologische eigenschappen bijzonder goed geschikt om gasvormige componenten in zich op te hopen. Bepaalde bladstructuren en andere eigenschappen maken deze planten tot geschikte hulpmiddelen bij het verzamelen van monsters van luchtverontreiniginscomponenten die daarna chemisch/fysisch kunnen worden bepaald. Dit betreft uiteraard alleen componenten die niet spontaan of door het metabolisme van de planten worden afgebroken of omgezet tot andere stoffen.

Als belangrijkste voorbeeld zijn hier te noemen de planten die F^- accumuleren, bijvoorbeeld in de bladtoppen waarin het daarna gemakkelijk kan worden geanalyseerd. Dit gebeurt bijvoorbeeld in de resistente tulpevariëteit Preludium en de resistente gladiolevariëteit Flowersong. Maar ook Italiaans raaigras (variëteit Optima) en boerenkool zijn geschikte accumulatoren voor F^-.

Ook voor S en Cl kan gras als accumulator dienen, evenals voor verschillende zware en andere metalen die in de vorm van stofdeeltjes op de planten terecht komen en daarna gedeeltelijk via oplossing in water toch ook in de plant worden opgenomen. Door onderscheid te maken tussen de analyseresultaten van gewassen en ongewassen monsters van plantemateriaal heeft men geprobeerd om een indruk te

krijgen van de fractie stofvormige verontreiniging en van de hoeveelheid werkelijk in de plant opgenomen materiaal. Dit is echter nooit zeker, omdat niet alle aanklevende stof van de planten wordt afgewassen en omdat ook stofvormig materiaal na oplossing in water in de plant kan worden opgenomen. Bovendien is bekend geworden dat planten gasvormige componenten door desorptie en verdamping ook weer kunnen verliezen. Een ander probleem is dat bij de groei van de planten ook altijd enige verdunning van de componenten kan optreden. Dit laatste gebeurt niet bij accumulatie in boomschors en dood mos, die ook wel als accumulatoren worden gebruikt.

Definitie van accumulatorplanten: planten die gemakkelijk bepaalde verontreinigingscomponenten in zich ophopen zonder de aard en hoeveelheid hiervan door metabolisme te veranderen.

Methoden voor het gebruik van planten als indicatoren en accumulatoren

Hoewel planten groeiend in hun natuurlijke omgeving een eerste aanwijzing kunnen geven voor de aanwezigheid van een bepaalde component, kan toch beter met speciaal daarvoor gekweekte en op een gestandaardiseerde manier geëxponeerde indicator- en accumulatorplanten gewerkt worden. Vooral als behalve detectie en herkenning ook kwantitatieve meting van de effecten op verschillende tijden en plaatsen bedoeld is, kan men beter gebruik maken van een vaste methode.

Zowel voor de waarneming van acute als van chronische effecten zijn gestandaardiseerde expositiemethoden ontwikkeld. Acute en chronische effecten in de vorm van een duidelijke bladaantasting worden meestal alleen bestudeerd aan in de buitenlucht opgestelde indicatorplanten. Als referentie heeft men geen vergelijkingsobject in niet-verontreinigde controlelucht nodig, omdat iedere mate van beschadiging als effect wordt beschouwd. Als echter chronische effecten in de vorm van vertraagde of verstoorde groei en ontwikkeling worden bestudeerd, dan zal een vergelijking tussen deze processen in de aanwezige buitenlucht en in niet-verontreinigde controlelucht nodig zijn omdat het alleen om kwantitatieve verschillen gaat.

Indicator- en accumulatorplanten kan men beter niet op verschillende plaatsen in de daar aanwezige bodems opkweken, maar liever in een standaardgrondmengsel dat geschikt is voor de betreffende soorten. Ook de watervoorziening en andere omstandigheden voor de planten moeten overal zo goed mogelijk gelijk zijn, om later vergelijkingen van de betreffende effectintensiteiten te kunnen maken. Het weer is natuurlijk in open-veldsituaties een variërende factor en kan alleen uitgesloten worden als de planten in totaal kunstmatige kweekruimten (klimaatcellen) aan de van buiten aangevoerde lucht worden blootgesteld. Afgezien van de kosten, is dit ook daarom niet zo'n aantrekkelijke methode, omdat dan een volledig kunstmatig effectenidee zou worden verkregen, los van de reële situatie van effecten in de open lucht. Beter kan men daarom de effecten van het weer en luchtverontreiniging gezamenlijk bestuderen, omdat beide als moeilijk beïnvloedbare en samenwerkende grootheden in de open lucht ervaren worden.

Voor het gestandaardiseerd opkweken en exponeren van planten wordt vaak gebruik gemaakt van standaardcultuurbakken, waarin de planten gedurende een vaste tijd aan de heersende luchtverontreiniging worden blootgesteld. Hiervoor wordt o.a. een systeem gebruikt dat voor het eerst is toegepast in de Duitse Bondsrepubliek door Scholl (1969) en daarna in ons land verder ontwikkeld is door Floor & Posthumus (1977). De planten worden gezaaid of gepoot in standaardgrond in plasticbakken, waarbij de grond met behulp van keramische filterkaarsen verbonden met siliconenslangetjes automatisch van de juiste hoeveelheid water wordt voorzien vanuit een grotere voorraadbak, waarin drie eerder genoemde plasticbakken worden opgehangen (fig. 1).

Om chronische effecten in de vorm van groei- en ontwikkelingsstoringen te bestuderen worden dezelfde plantesoorten op dezelfde wijze (bijvoorbeeld in standaardbakken) opgekweekt in twee naast elkaar geplaatste ruimten, waarbij de ene wordt geventileerd met door een actief-koolstoffilter gezuiverde lucht en de andere met evenveel ongezuiverde buitenlucht. Om de weerscondities in de ruimten zoveel mogelijk te laten lijken op de buitencondities, worden hiervoor thans vaak kasjes zonder dak gebruikt. Vroeger werden hiervoor kleine gesloten kasjes gebruikt, met als gevolg dat de planten groeiden onder een van de normale buitensituatie sterk

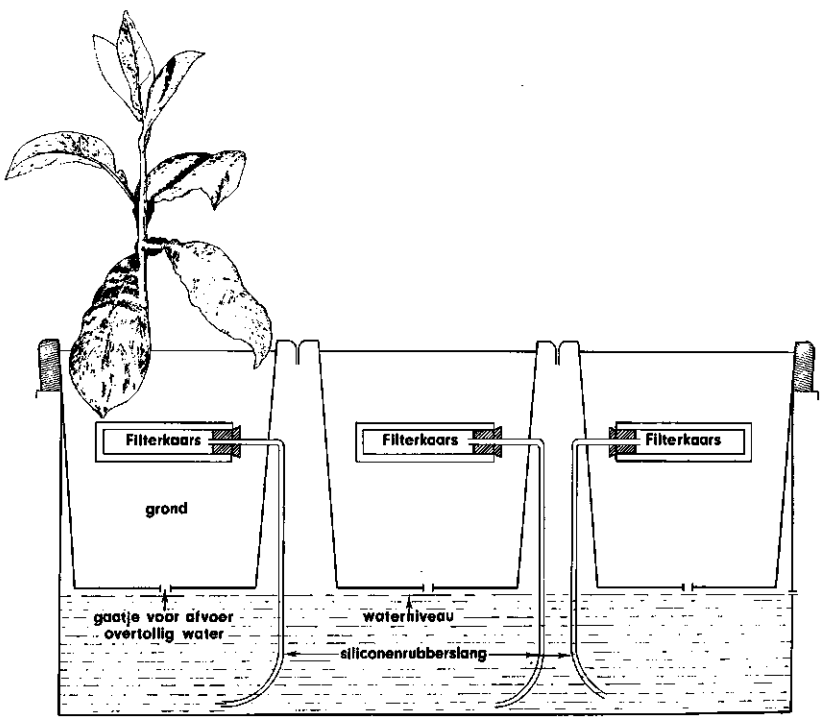


Fig. 1. Diagram van culture in standaardbak voor de expositie van indicator- en accumulatorplanten.

afwijkende conditie (van bijvoorbeeld temperatuur, licht en windsnelheid). De verschillen die dan gevonden werden tussen de groei in gefilterde en in ongefilterde lucht konden niet goed naar de buitensituatie worden 'vertaald'.

Voorbeelden van gebruik van planten als indicatoren en accumulatoren

Monitoring van biologische effecten van luchtverontreiniging met behulp van planten als indicatoren en accumulatoren is toegepast op lokale, regionale en nationale schaal. Op lokale schaal zijn deze gebruikt om de effecten van luchtverontreiniging vanuit een enkele bron of een combinatie van bronnen op speciale land-, tuin- of bosbouwgewassen, alsook op de natuurlijke vegetatie na te gaan. Dezelfde indicatoren en accumulatoren konden gebruikt worden om schadeclaims te ondersteunen van de betreffende telers bij de veroorzakers van de luchtverontreiniging. Het betrof hier gewoonlijk bronnen van F-verbindingen (Van Raay, 1969).

Op grotere, regionale en zelfs nationale schaal zijn de resultaten van biologische-effectenmeetnetten gebruikt om de verspreiding van deze effecten in tijd en ruimte te bepalen. Dit heeft geleid tot conclusies over verschillen tussen mate van luchtverontreinigingseffecten in verschillende gebieden. Ook bleek het mogelijk om trends in het voorkomen van deze effecten vast te stellen, zoals het voorkomen van maximale waarden van O_3-effectintensiteiten in de zomer (Posthumus, 1982).

In ieder geval moet de keuze van planten en condities aangepast worden aan het specifieke doel van het onderzoek. Wanneer de te bestuderen component bekend is, is selectie van specifiek gevoelige indicatorplanten de eerste stap die gedaan moet worden. In geval van onbekende luchtverontreiniging of indien men in het algemeen wil kijken of er effecten optreden, moet een reeks van plantesoorten die gevoelig zijn voor verschillende componenten tegelijkertijd worden gebruikt. Voor vergelijking van de effecten van luchtverontreiniging aan de planten op alle meetpunten van een regionaal of nationaal meetnet is het aan te bevelen om identieke indicator- en accumulatorplanten in gestandaardiseerde condities te gebruiken.

Als voorbeeld van een nationaal meetnet voor biologische effecten van luchtverontreiniging wordt hier het Nederlandse Nationale Meetnet besproken. Dit betreft metingen van effecten van verscheidene componenten op planten door het IPO, in het kader van het Nationaal Meetnet voor Luchtverontreiniging (NML) van het Rijksinstituut voor de Volksgezondheid (RIV). Er bestaan elders geen dergelijke, nationale meetnetten; wel enkele regionale meetnetten, zoals in België. Vanaf 1973 is hieraan, aanvankelijk op een klein aantal veldjes en slechts in een deel van het land, maar vanaf 1976 op 40 proefveldjes verspreid over het hele land gewerkt. Dit biologische-effectenmeetnet werkt in nauwe samenwerking met het meetnet voor automatische concentratiemetingen van verschillende componenten door het RIV, zodat de gegevens met elkaar in verband gebracht kunnen worden. De resultaten worden gepubliceerd in gezamenlijke rapporten over het NML, uitgegeven door het RIV.

De biologische-effectmetingen worden alleen uitgevoerd tijdens de vegetatieperi-

ode van de gebruikte indicator- en accumulatorplanten (van april tot november) op de proefveldjes van het IPO bij of in de nabijheid van een meetpunt van het chemisch/fysisch meetnet van het RIV. De methoden en materialen zijn dezelfde op alle proefveldjes en deze proefveldjes worden in de meetperiode wekelijks bezocht, maar uiteraard niet allemaal op dezelfde dag.

Het basisprincipe is de meting van effecten aan de op gestandaardiseerde wijze gekweekte en geëxponeerde indicatorplanten. Zowel acute als chronische effecten van blootstelling aan luchtverontreiniging worden gemeten. Acute effecten worden wekelijks bepaald aan gevoelige indicatorplanten in de open lucht. Chronische effecten worden bepaald na langduriger blootstelling van de betreffende indicatorplanten in de open lucht en in paren van kleine kasjes waarvan het ene geventileerd wordt met door actieve koolstof gefilterde lucht en het andere met ongefilterde lucht. Bovendien zijn een aantal jaren achter elkaar standaarcultures van Italiaans raaigras gebruikt om in de open lucht de verschillende componenten te accumuleren, die dan na 14-daagse expositieperioden werden geanalyseerd in het geoogste plantemateriaal.

Mogelijkheden en beperkingen

Hogere planten kunnen gebruikt worden om de aanwezigheid van bepaalde verontreinigingen in de lucht te indiceren door het vertonen van bepaalde effectsymptomen. Dit kan dienen om te waarschuwen voor het mogelijke optreden van effecten van luchtverontreiniging aan andere objecten (zowel mensen, dieren, planten als materialen). Maar de gestandaardiseerde meting van effectintensiteiten aan deze indicatorplanten kan ook gebruikt worden voor de vergelijkbare vaststelling van de belasting met effecten van bepaalde componenten in verschillende gebieden en tijdsperioden. Deze vorm van biologische-effectenmonitoring is relatief goedkoop en eenvoudig uit te voeren, en staat bovendien tamelijk dicht bij de problematiek van het voorkomen van luchtverontreinigingseffecten op de vegetatie in de praktijk. Men kan in ieder geval een idee krijgen van de verspreiding van de mogelijke effectbelasting in tijd en ruimte. Dit wordt voor sommige componenten dan ook nog ondersteund door kwalitatieve en kwantitatieve bepaling van deze componenten in accumulatorplanten.

Als bovendien meer gegevens bekend worden over de representativiteit van effecten aan indicator- en accumulatorplanten voor de gewassen en de natuurlijke vegetatie in de praktijk, kan op grond van deze biologische monitoring getracht worden voorspellingen te doen over het gebeuren op grote schaal.

Een probleem is dat niet voor alle belangrijke componenten van de luchtverontreiniging goede indicatorplanten bekend zijn. De specificiteit van de gebruikte indicatoren is soms nog onvoldoende en verschillende componenten kunnen tegelijkertijd op de planten inwerken. Deze combinatie-effecten werken op verschillende manieren uit (additief, meer dan additief of minder dan additief) en verstoren dus de toch al ingewikkelde relatie tussen een bepaalde concentratie van een component in

de lucht en de daarbij behorende effectintensiteit in bepaalde condities. Maar ook in kwalitatieve zin kunnen effecten van combinaties veranderen t.o.v. effecten van enkelvoudige componenten. Het verdient misschien aanbeveling om ook te zoeken naar indicatorplanten voor speciale, vaak voorkomende mengsels van componenten van de luchtverontreiniging (bijvoorbeeld fotochemische luchtverontreiniging), naast indicatorplanten voor specifieke componenten ervan zoals O_3 en PAN (Posthumus & Tonneijck, 1982).

Literatuur

Floor, H. & A. C. Posthumus, 1977. Biologische Erfassung von Ozon- und PAN-Immissionen in den Niederlanden 1973, 1974 und 1975. VDI-Berichte 270: 183 - 190.

Posthumus, A. C., 1976. The use of higher plants as indicators for air pollution in the Netherlands. In: L. Kärenlampi (Ed.): Proceedings of the Kuopio Meeting on Plant Damages by Air Pollution, Kuopio, 1976. University of Kuopio and Kuopio Naturalists' Society, Kuopio, p. 115 - 120.

Posthumus, A. C., 1977. Experimentelle Untersuchungen der Wirkung von Ozon und Peroxyacetylnitrat (PAN) auf Pflanzen. VDI-Berichte 270: 153 - 161.

Posthumus, A. C., 1978. New results from SO_2-fumigations of plants. VDI-Berichte 314: 225 - 230.

Posthumus, A. C., 1980. Monitoring levels and effects of air-borne pollutants on vegetation. Use of biological indicators and other methods. National and international programmes. In: Papers presented to the symposium on the effects of air-borne pollution on vegetation, Warsaw, 1979. United Nations, Economic Commission for Europe, Warsaw, p. 296 - 311.

Posthumus, A. C., 1982. Biological indicators of air pollution. In: M. H. Unsworth & D. P. Ormrod (Eds.): Effects of Gaseous Air Pollution in Agriculture en Horticulture. Butterworth Scientific, London, p. 27 - 42.

Posthumus, A. C. & A. E. G. Tonneijck, 1982. Monitoring of effects of photo-oxidants on plants. In: L. Steubing & H.-J. Jäger (Eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. Dr W. Junk Publishers, The Hague, p. 115 - 119.

Raay, A. van, 1969. The use of indicator plants to estimate air pollution by SO_2 and HF. In: Proceedings of the 1st European Congress on the Influence of Air Pollution on Plants and Animals, Wageningen 1968. Pudoc, Wageningen, p. 319 - 328.

Scholl, G., 1969. Ein Verfahren zur halbautomatischen Wasserversorgung von Pflanzenkulturen in Vegetationsgefässen. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 124: 126 - 129.

Spierings, F., 1971. Het opsporen van luchtverontreiniging met behulp van planten. Bedrijfsontwikkeling, editie Tuinbouw 2, no 12: 35 - 40.

Spierings, F., 1974. Onderzoekingen over de invloed van HF luchtverontreiniging op planten. Landbouwkundig Tijdschrift 86: 331 - 335.

Lichenen als indicatoren voor luchtkwaliteit

Toke de Wit

Inleiding

Uitgangspunt bij het begrip indicatie is dat er een relatie is tussen de bestaansmogelijkheden van organismen en de kwaliteit van hun omgeving. Die relatie moet zodanig zijn dat uit de waargenomen bestaansmogelijkheden (zoals voorkomen en groei) conclusies getrokken kunnen worden over niet-waargenomen aspecten van het milieu. Wanneer reacties van soorten, bijvoorbeeld het voorkomen of de af- en toename van lichenen, gebruikt worden als indicator, moet er duidelijkheid zijn over de volgende aspecten:

- De juistheid en de eenduidigheid van de veronderstelde relatie tussen de reactie van de indicator en de veroorzakende factor;
- De techniek van het waarnemen en de interpretatie van die waarnemingen.

Indicatoren kunnen voor diverse doeleinden gebruikt worden. Vaak is het doel uitspraken te doen over een algemeen aspect van het milieu, zoals de kwaliteit van de lucht, of over de effecten van een bepaalde milieufactor op het 'biotisch milieu' of op een bepaalde groep organismen.

Onderzoek aan indicatoren wordt vaak gedaan met het doel voorspellingen te doen over de gevolgen van veranderingen in het milieu. In strikte zin is dit geen indicatieonderzoek. Een tussenvorm is het onderzoek om trends op te sporen zowel in de bestaansmogelijkheden van de indicator als in de omgeving.

Reeds in de vorige eeuw was bekend dat in steden met vuile lucht minder lichenen (korstmossen) voorkomen dan in gebieden met schone lucht. De eerste publikatie hierover was van Nylander (1866); deze is gevolgd door een toenemende stroom van publikaties over allerlei vormen van samenhang tussen het voorkomen van lichenen en luchtverontreiniging. Vooral de laatste twintig jaar is veel onderzoek op dit gebied verricht (Ferry et al., 1973; Skye, 1979). De conclusie is steeds dat korstmossen, als taxonomische groep in het algemeen, buitengewoon gevoelig zijn voor luchtverontreiniging. Het tegelijkertijd voorkomen van directe, operationele en indirecte, conditionele factoren, alsmede toevallige coïncidenties leiden echter tot complexe situaties. Het onderzoek naar de relaties tussen organismen en milieufactoren kent in grote lijnen twee benaderingen: experimenteel onderzoek en beschrijvend onderzoek.

Experimenteel onderzoek beperkt zich noodzakelijkerwijs meestal tot enkele factoren waarvan de invloed bestudeerd wordt onder niet-natuurlijke omstan-

digheden. Begassingsonderzoek aan lichenen is bijvoorbeeld moeilijk interpreteerbaar door de daarbij vaak toegepaste hoge continue concentraties en het onnatuurlijk microklimaat van de begassingsruimte.

Beschrijvend onderzoek waarbij, zoals bij karteringen, waarnemingen van korstmossen (zoals verspreidingspatronen) vergeleken worden met waarnemingen van luchtverontreiniging, wordt gecompliceerd door de invloed van soms onbekende factoren, zoals het tegelijkertijd voorkomen van verschillende luchtverontreinigende stoffen.

Korstmossen worden, behalve als indicatoren, ook gebruikt als accumulatoren, zoals voor radioactieve stoffen, lood en andere zware metalen (Holtzman, 1978; Lawrey & Hale, 1979).

Parameters

Uitgangspunt is dat de bestaansmogelijkheden van korstmossen beperkt worden door een luchtverontreinigingscomponent en dat de beperking is af te lezen aan een parameter.

Parameters kunnen op verschillende organisatieniveaus gekozen worden, zoals:

Vegetatieniveau
- groeivormen van de vegetatie
- samenstelling van de vegetatie
- bedekkingspercentages en frequenties
- aantal soorten

Individu- en soortniveau
- voorkomen
- verdwijnen en verschijnen
- groei
- afsterven
- grootte en vitaliteit
- fertiliteit

Celniveau
- ademhaling
- chlorofylgehalte

De parameters op vegetatieniveau zijn natuurlijke afgeleiden van die op soortniveau, zoals deze weer afgeleiden zijn van parameters die op het fysiologisch functioneren van de individuen betrekking hebben. Enkele van deze parameters worden hierna aan de hand van voorbeelden toegelicht.

Parameters op vegetatieniveau

Korstmossen vertonen enkele duidelijk herkenbare groeivormen. De ongevoeligste soorten zijn alle korstvormig, bij de iets minder gevoelige soorten komen naast korstvormige ook bladvormige soorten voor, gevolgd door respectievelijk struik-

vormige en baardvormige soorten (zoals *Usnea*). Hiervan is gebruik gemaakt voor karteringen, zoals bij het door Britse schoolkinderen uitgevoerde onderzoek (Gilbert, 1974) waarbij met een eenvoudige indeling Groot-Brittannië werd geïnventariseerd.

Bovengenoemde Britse kaart lijkt sterk op de door Hawksworth & Rose (1970) gepubliceerde kaart van Engeland en Wales waarop soorten en soortencombinaties als zoneringen zijn aangegeven, gekoppeld aan gemiddelde SO_2-concentraties.

In Nederlands onderzoek is het aantal soorten epifytische korstmossen per oppervlakte-eenheid (5 km × 5 km) als parameter gebruikt. De omstandigheden werden zoveel mogelijk gestandaardiseerd (De Wit, 1976). De verschillen in epifytenrijkdom in Nederland (fig. 1) bleken een sterke samenhang te vertonen met de SO_2-concentraties.

Parameters op individu- en soortniveau

Het voorkomen van één of enkele soorten wordt ook als parameter gebruikt. Vooral bij zeer gedetailleerde karteringen in vrij sterk verontreinigde gebieden, waar weinig soorten voorkomen, geeft dit bevredigende resultaten (De Wit, 1976).

De Sloover & Leblanc (1970) hebben semi-kwantitatieve maten gebruikt van de vorm $IAP = \sum_{i=1}^{n} Q \times f$ (*I*ndices of *A*ir *P*urity) waarin Q de gevoeligheid, op enigerlei wijze bepaald, van de soorten is en f een bedekkings- of frequentiemaat (Leblanc & De Sloover, 1970; Trass, 1973). Impliciet is hierbij aangenomen dat de aanwezigheid van één matig gevoelige soort hetzelfde betekent als de aanwezigheid van één zeer gevoelige + één zeer ongevoelige soort. Dit is een heel andere benadering dan de aanwezigheid van bepaalde soorten als karakteristiek te beschouwen.

In permanente kwadraten werd het terrestrische licheen *Cladonia foliacea* in de duinen gevolgd, waarbij bleek, dat wanneer de frequentie en dominantie van de soort in kleine vakjes van 1 dm^2 nauwkeurig werden gevolgd, er dicht bij een verontreinigingsbron weliswaar lokaal plaatsen waren met een hoge bedekking van deze soort, maar dat deze onderhevig waren aan sterke veranderingen: veranderlijkheid van de vegetatie kan dus ook een parameter zijn.

In een monitoringsysteem van korstmossen worden zowel de groei als het afsterven van één epifytische soort in Nederland gevolgd. Hiertoe zijn permanente kwadraten (pq's) uitgezet op transecten door zowel korstmosrijke als korstmosarme gebieden in Nederland. Deze pq's zijn stukjes boomstam van enkele vierkante decimeters, die één of twee maal per jaar nauwkeurig onderzocht en in stereo gefotografeerd worden. Groei en afsterven van een thallus blijken op deze manier zeer goed meetbaar te zijn (fig. 2). De radiale groei blijkt te zijn gecorreleerd met de SO_2-concentraties ter plaatse, en wel voornamelijk met de piekconcentraties (fig. 3).

Uit het werk met permanente kwadraten is ook gebleken dat het afsterven toeneemt bij hogere SO_2-concentraties. Afsterven of morfologische schade wordt ook gebruikt bij onderzoek met begassingen (Türk et al., 1974; De Wit, 1976) en

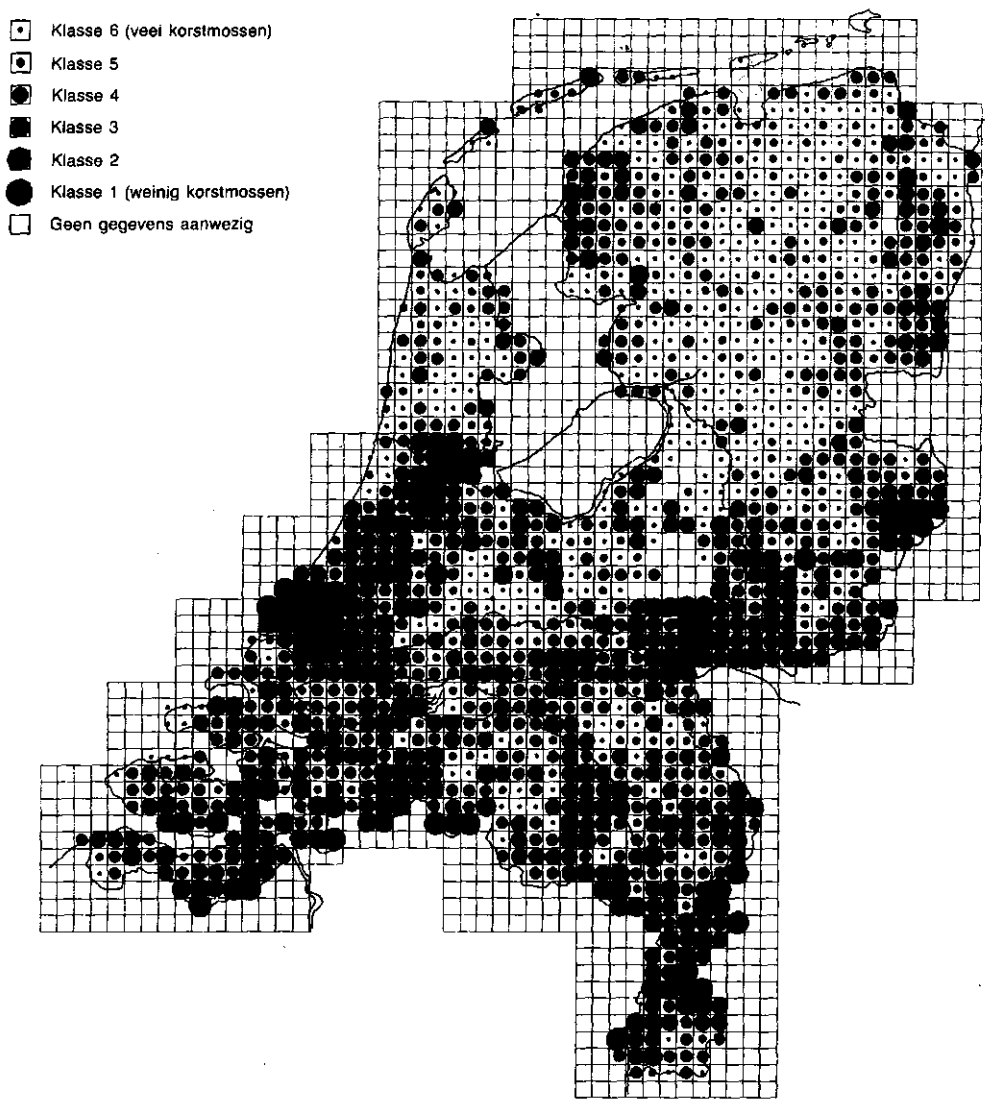
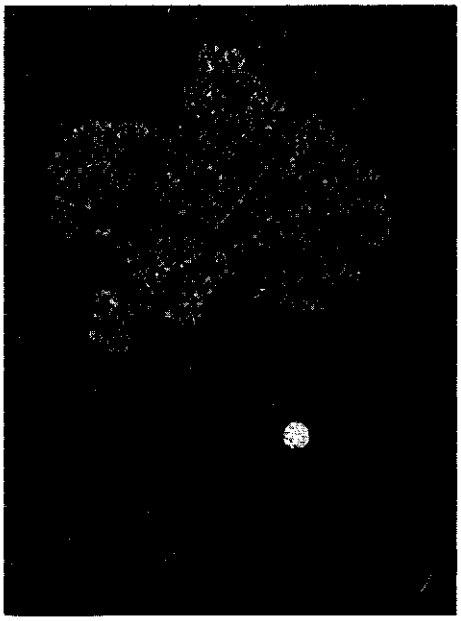


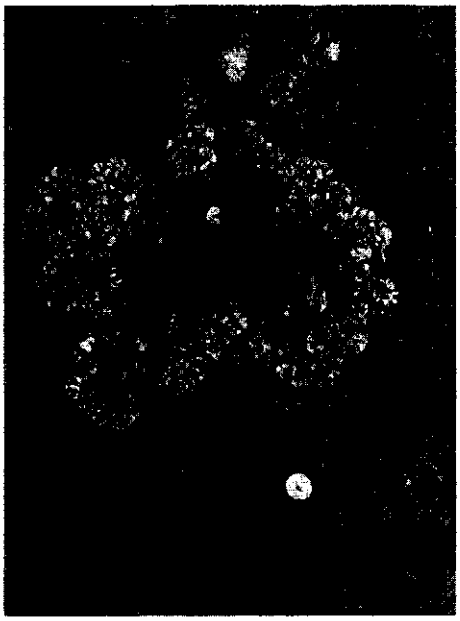
Fig. 1. Epifytenrijkdom in Nederland omstreeks 1972, gebaseerd op het aantal soorten epifytische lichenen per boomsoort per hok van 5 km × 5 km. (naar De Wit, 1976)

transplantatieproeven, waarbij korstmossen op plankjes bevestigd worden en worden uitgezet in gebieden met verschillende hoeveelheden luchtverontreiniging (Schönbeck, 1968).

De groei zal in het algemeen ook van invloed zijn op de te bereiken grootte van het thallus, die ook wel als parameter gebruikt wordt voor luchtverontreiniging (Gilbert, 1968). In Nederland zijn de verschillen opvallend tussen de thalli van vroeger

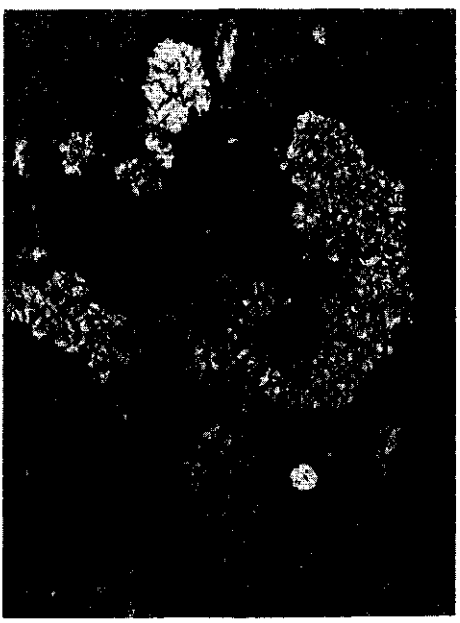


24-8-1977



30-8-1978

3-5-1979



12-8-1980

Fig. 2. Eén permanent kwadraat met *Parmelia sulcata* in verschillende jaren. Het thallus stierf vanuit het centrum af, de randen blijven echter groeien. Ook verschenen er enkele nieuwe thalli.

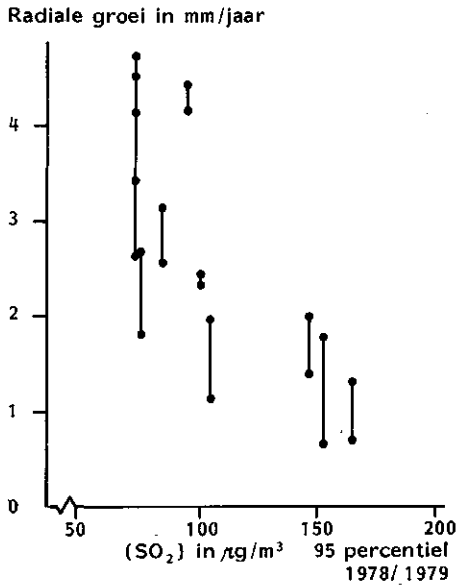


Fig. 3. De gemiddelde radiale groei van *Parmelia sulcata* in permanente kwadraten. Elk punt stelt de gemiddelde groei voor in de jaren 1978/1979 van één *P. sulcata* thallus in één kwadraat. Het 95-percentiel is de concentratie waar beneden 95% van de daggemiddelde concentraties ligt.

(herbariummateriaal) en de huidige thalli van dezelfde soorten, vooral bij baard- en struikvormige lichenen. Zo werd *Evernia prunastri* in de omgeving van Leersum rond 1900 ongeveer 10 cm lang, met apotheciën, en zijn de thalli daar tegenwoordig altijd steriel en maximaal 2 cm lang.

Parameters op celniveau

Veel fysiologische aspecten zijn experimenteel onderzocht, vooral in relatie tot luchtverontreiniging (Farrar, Pearson in: Ferry et al., 1973). De intensiteit van ademhaling en fotosynthese is bij de experimentele benadering vaak als parameter gebruikt voor de reactie van korstmossen. In het algemeen blijkt de toediening van luchtverontreinigende stoffen te leiden tot afname van deze intensiteit (Richardson & Puckett in: Ferry et al., 1973). Ook blijkt dat de tijdsduur die nodig is voor het op gang komen van de fotosynthese na een droogperiode langer is als de pH van het water waarmee bevochtigd wordt lager is (Lechowicz, 1982).

Bij hoge SO_2-concentraties vindt niet alleen een remming van de fotosynthese plaats, maar tevens een afbraak van het chlorofyl. De concentraties van chlorofyl en faeofytine worden dan ook wel als parameter gebruikt.

Gevoeligheid van lichenen

Lichenen blijken gevoelig te zijn voor een groot aantal luchtverontreinigende stoffen, zoals SO_2, HF, ethyleen en ozon (James in: Ferry et al., 1973; Nash, 1976; De Wit, 1976). Van de onderzoekmethoden heeft karteren de meeste informatie geleverd over het verschil in effect bij verschillende intensiteit van luchtverontreiniging. Het begassingsonderzoek en aanverwant onderzoek verschaften vooral informatie over de mechanismen die hierbij kunnen optreden (Nieboer et al., 1977). Monitoring en historisch onderzoek zijn nog slechts in beperkte mate uitgevoerd. Bij veel effectenbeschrijvingen van SO_2 wordt volstaan met het noemen van een gemiddelde concentratie; informatie over de variatie ontbreekt hierbij veelal evenals over de hoogte van de piekconcentraties. Bij het vergelijken van de epifytenrijkdom in Nederland met de SO_2-concentraties bleek een duidelijke samenhang te bestaan tussen met name deze piekconcentraties en het aantal soorten korstmossen (De Wit, 1976). Naarmate de SO_2-concentraties lager worden, is de samenhang met het voorkomen van korstmossen geringer. Andere factoren worden dan naar verhouding belangrijker. Bij zeer hoge concentraties, waarbij nog slechts weinig soorten voorkomen, is de samenhang zeer sterk.

Een bepaalde concentratie gedurende een zekere tijd of met een zekere frequentie binnen een bepaalde periode kan een grenswaarde voor een bepaalde soort genoemd worden. Het is echter niet zo dat bij lagere concentraties de levensmogelijkheden van die soort niet aangetast zijn. Voor *Parmelia sulcata* bleek dat heel duidelijk uit het permanente-kwadratenonderzoek: in sommige gebieden waar de soort nog volop voorkomt, is de groei gereduceerd tot minder dan de helft van het in het onderzoek aangetroffen maximum.

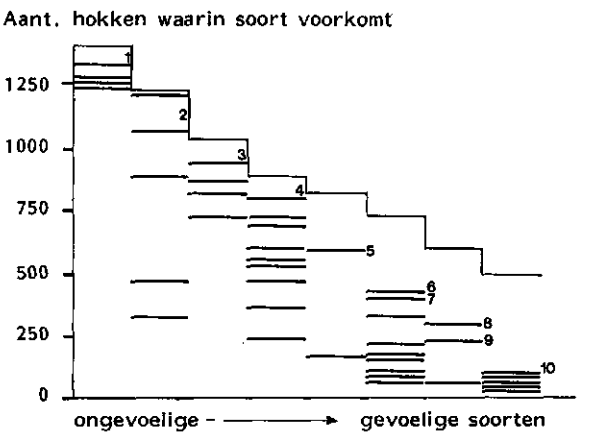
Het feit dat concentraties van drie jaar geleden nog terug te vinden zijn in de verspreiding van *Lecanora expallens* duidt op een kennelijk geringe mate van herstel. De soort heeft minstens drie jaar nodig om terug te komen. Wanneer de luchtkwaliteit slechter wordt, reageren korstmossen vermoedelijk vrij snel. Het hangt echter van de keuze van de parameter af hoe goed dit af te lezen is. Voor de fotosynthese zal dit aanzienlijk sneller zijn dan voor parameters als soortensamenstelling en bedekkingswaarden.

Wanneer men veranderingen in lichenenvegetaties over langere perioden wil nagaan, is men afhankelijk van in het verleden verzamelde gegevens. Deze blijken echter slechts zelden aanwezig te zijn in bruikbare vorm en hoeveelheid. Incidenteel bestaan er mogelijkheden, bijvoorbeeld door analyse van herbariummateriaal, inclusief de toevallige meeverzamelde soorten. Zo heeft men kunnen konstateren dat in een gebied rond 's-Hertogenbosch van 20 km $\times$ 20 km van de 115 soorten die er rond 1900 waren aangetroffen, er in 1971 nog slechts 46 teruggevonden konden worden (Van Dobben et al., 1982).

Het effect van luchtverontreiniging op lichenen blijkt mede bepaald te worden door andere factoren. Uit het onderzoek in de omgeving van 's-Hertogenbosch bleek duidelijk een verschuiving naar voorkeur voor schors met een meer basisch karakter.

De zuurgraad van de schors is in interactie met de luchtverontreiniging kennelijk een factor die ook invloed heeft op de bestaansmogelijkheden. Het waterige milieu van het korstmos bestaat voor een groot deel uit water dat langs de stam van de bomen afloopt. Behalve door luchtverontreiniging zal de samenstelling van dit water ook beïnvloed zijn door eigenschappen van de schors, zoals buffercapaciteit en zuurgraad (Grodzinska, 1977).

Het zijn echter niet alleen de laatstgenoemde eigenschappen die invloed hebben. In Nederlands inventarisatieonderzoek (De Wit, 1976) bleken soorten ongevoeliger te zijn als ze groeiden op het voor deze soort optimale substraat, bijvoorbeeld *Physcia tenella* op iep en *Evernia prunastri* op eik. In het algemeen bleek dat soorten die 'kieskeurig' zijn wat betreft de omstandigheden waarbij ze voorkomen, ook ten gevolge van luchtverontreiniging het eerst verdwenen zijn. Het algemene beeld is dat wanneer er een of andere soort van 'stress' bestaat, de indicator gevoeliger wordt en dat stressgevoeligheid samengaat met gevoeligheid voor luchtverontreiniging. Dit blijkt ook uit figuur 4. Wanneer een soort alleen beperkt wordt door SO_2, zou deze moeten voorkomen op alle plaatsen die aan de SO_2-eisen van de soort voldoen. Voor veel ongevoelige soorten blijkt dit ook op te gaan. De gevoelige soorten komen echter alle op veel minder plaatsen voor: hun voorkomen is dus ook nog door andere

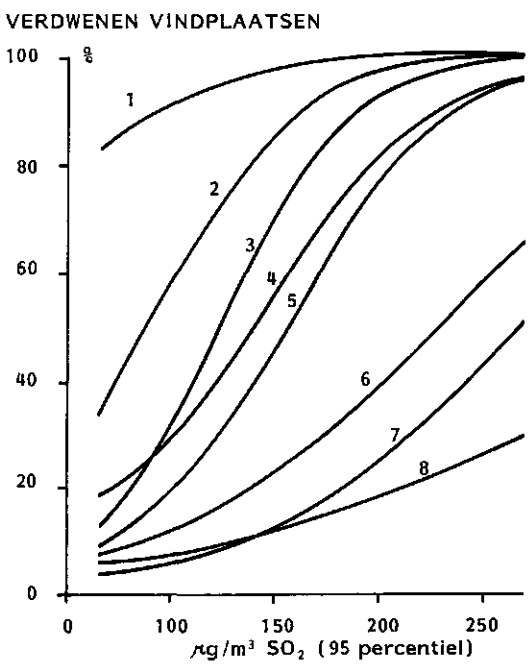


1 Buellia punctata
2 Parmelia sulcata
3 Evernia prunastri
4 Ramalina farinacea
5 Parmelia subaurifera
6 Lecanora carpinea
7 Ramalina fastigiata
8 Phlyctis argena
9 Buellia griseovirens
10 Ramalina fraxinea

Fig. 4. Gevoeligheid en mate van voorkomen van korstmossoorten. Elk streepje stelt een soort voor; per kolom staan soorten met vergelijkbare gevoeligheid bij elkaar. De bovengrens per kolom geeft aan in hoeveel uurhokken een soort, op grond van de gevoeligheid van de soort en de verspreiding van SO_2 in Nederland, maximaal kan voorkomen. Vooral gevoelige soorten blijken in aanzienlijk minder hokken aangetroffen te zijn dan te verwachten was. (naar De Wit, 1976)

factoren beperkt. Een soort die voornamelijk door één factor wordt bepaald is een ideale indicator. Tamelijk ideale indicatoren voor luchtverontreiniging blijken te zijn: *Buellia punctata, Parmelia sulcata, Evernia prunastri* en *Ramalina farinacea* (fig. 4).

Lichenen worden meestal zeer gevoelig voor luchtverontreiniging genoemd, veel gevoeliger dan bijvoorbeeld hogere planten. Het verdwijnen van korstmossen is heel opvallend en voor dit verdwijnen zijn voor korstmossen minder andere factoren aan te wijzen dan voor veel niet-epifytische wilde planten. Voor andere plantengroepen spelen zeker ook factoren als gevolgen van ruilverkavelingen, ontginningen en terreinbeheer een grote rol. Onlangs is, ondanks deze beperkingen, een poging gedaan het verdwijnen van plantesoorten te correleren met SO_2-concentraties (Van Dam, 1983). Het patroon voor verdwijnen blijkt vaak overeen te komen met het patroon dat de SO_2-belasting vertoont. Zo blijkt uit figuur 5 dat enkele soorten



1 Ramalina fraxinea
2 Lecanora carpinea
3 Lycopodium clavatum
4 Cantharellus cibarius
5 Ramalina farinacca
6 Polypodium vulgare
7 Parmelia sulcata
8 Genista anglica

Fig. 5. Bij vergelijking van de verspreiding van soorten voor en na 1950 blijken veel vindplaatsen verdwenen te zijn. Deze verdwenen vindplaatsen komen vooral voor in gebieden met hoge SO_2-concentraties (naar Van Dam, 1983; gegevens van het Rijksherbarium te Leiden, RIV en RIN). Voor verklaring 95-percentiel, zie het onderschrift van figuur 3.

planten, zoals *Lycopodium clavatum* (grote wolfsklauw) en *Cantharellus cibarius* (cantharel) even 'gevoelig' zijn als tamelijk gevoelige korstmossen. Hetzelfde geldt voor soorten als *Arnica montana* (wolverlei) en fructificerende *Dicranum scoparium* (gewoon gaffeltandmos). Het is nog niet duidelijk in hoeverre er sprake is van een causale achtergrond voor deze coïncidentie in verspreidingspatronen van planten en luchtverontreiniging. Er zijn sterke aanwijzingen dat indirecte effecten door zure neerslag een oorzaak kunnen zijn, in het bijzonder in de oligotrofe, droge milieus (Van Breemen et al., 1982). De concentraties waarbij deze effecten optreden liggen beneden die waarbij de meeste acute, directe effecten, zoals bladbeschadiging optreden (zie het hoofdstuk van Posthumus). Over diersoorten is naar verhouding weinig bekend. Er zijn echter aanwijzingen dat voor insekten zoals mijten de effectieve (letale) concentraties in dezelfde orde van grootte kunnen liggen (André et al., 1982).

Conclusies

Van korstmossen is gebleken dat zij gevoelig zijn voor luchtverontreiniging. Vooral over het effect van SO_2 is veel bekend, zoals een beschrijvend model van de samenhang tussen SO_2-concentraties en epifytenrijkdom (De Wit, 1976) laat zien. Er zijn echter geen parameters die eenduidig door slechts één luchtverontreinigingsfactor bepaald worden; in een aantal gevallen is interactie met andere milieufactoren geconstateerd.

Wanneer, zoals vrijwel steeds het geval is, verschillende luchtverontreinigende stoffen aanwezig zijn, kan het waargenomen effect niet zonder meer aan één van deze stoffen toegeschreven worden. Ook kan het effect van de ene stof beïnvloed worden door de aanwezigheid van een andere. Het is daarom niet mogelijk korstmossen te gebruiken als 'metertjes' om bijvoorbeeld SO_2-concentraties vast te stellen. Wel kunnen op grond van de beschikbare kennis voorspellingen gedaan worden over het effect van bepaalde SO_2-concentraties. Effecten bij korstmossen kunnen ook gebruikt worden als alarmsignaal: bij vele andere soorten organismen blijken min of meer vergelijkbare effecten te kunnen optreden. Epifytische korstmossen zijn als indicator erg geschikt omdat de invloed van andere factoren relatief gering is (De Wit, 1976). Een nadeel voor het onderbouwen van de indicatiebetekenis is dat korstmossen moeilijk hanteerbaar zijn in experimenteel onderzoek.

Het bovenstaande leidt tot de volgende conclusies:

- Indicatoren zijn voor het aflezen van het abiotisch milieu minder geschikt dan de daarvoor beschikbare technische apparatuur.
- Indicatoren kunnen alarmsignalen geven over de kwaliteit van het biotisch milieu en over de mogelijkheid dat dit beïnvloed is door veranderingen in het abiotisch milieu.
- Kennis van de eigenschappen van indicatoren maakt het mogelijk voorspellingen te doen over de gevolgen van veranderingen in het milieu.
- Korstmossen hebben in principe dezelfde mogelijkheden en beperkingen als

andere bioindicatoren. Zij hebben echter als voordeel dat in de natuurlijke omstandigheden de standaardisatie van het milieu verhoudingsgewijs eenvoudig is, en dat de gevoeligheid kennelijk in een geschikt concentratiegebied ligt.

Literatuur

André, H. M., C. Bolly & Ph. Lebrun, 1982. Monitoring and mapping air pollution through an animal indicator: a new and quick method. Journal of applied Ecology 19: 107 – 111.

Breemen, N. van, P. A. Burrough, E. J. Velthorst, H. F. van Dobben, Toke de Wit, T. B. Ridder & H. F. R. Reijnders, 1982. Soil acidification from atmospheric ammonium sulphate in forest canopy throughfall. Nature 299: 548 – 550.

Dam, D. van, 1983. Invloed van luchtverontreiniging op de Nederlandse flora en op verzuring van de bodem. RIN-rapport, Leersum.

Dobben, H. F. van, E. Nieboer & D. H. S. Richardson, 1982. Korstmossen, bio-indicatoren voor luchtkwaliteit. Natuur en Techniek 50 (11): 870 – 889.

Ferry, B. W., M. S. Baddeley, D. L. Hawksworth (Eds), 1973. 1. Air pollution and lichens. The Athlone Press, London, 389 p.

Gilbert, O. L., 1968. Biological indicators of air pollution. Ph. D. thesis, University of Newcastle upon Tyne.

Gilbert, O. L., 1974. An air pollution survey by school children. Environmental Pollution 6: 175 – 180.

Grodzinska, K., 1977. Acidity of tree bark as a bioindicator of forest pollution in Southern Poland. Water, Air and Soil Pollution 8: 3 – 7.

Hawksworth, D. L. & F. Rose, 1970. Qualitative scale for estimating sulphur dioxide air pollution in England and Wales using epiphytic lichens. Nature 227: 145 – 148.

Holtzman, R. B., 1978. Application of radiolead to metabolic studies. In: The biogeochemistry of lead in the environment. B. Biological effects (J. O. Nriagu, Ed.). (Topics in Environmental Health Vol 1B). Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York and Oxford, p. 37 – 96.

Lawrey, J. D. & M. E. Hale, 1979. Lichen growth responses to stress induced by automobile exhaust pollution. Science, N.Y. 204: 423 – 424.

Leblanc, F. & J. de Sloover, 1970. Relation between industrialization and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Canadian Journal of Botany 48 (8): 1485 – 1496.

Lechowicz, Martin J., 1982. The effects of simulated acid precipitation on photosynthesis in the caribou lichen Cladina stellaris. Water, Air and Soil Pollution 18: 421 – 430.

Nash, T. H. III, 1976. Lichens as indicator of air pollution. Naturwissenschaften 63: 364 – 367.

Nieboer, E., F. D. Tomassini, K. J. Puckett & D. H. S. Richardson, 1977. A model for the relationship between gaseous and aqueous concentrations of sulphur dioxide in lichen exposure studies. New Phytologist 79: 157 – 162.

Nylander, W., 1866. Les lichens du Jardin du Luxembourg. Bulletin de la Société Botanique de France 13: 364 – 371.

Punz, W., 1979. Der Einfluss isolierter und kombinierter Schadstoffen auf die Flechtenphotosynthese. Photosynthetica 13: 428 – 433.

Schönbeck, H., 1968. Einfluss von Luftverunreinigungen (SO_2) auf transplantierte Flechten. Naturwissenschaften 55: 451 – 452.

Skye, E., 1979. Lichens as biological indicators of air pollution. Annual Review of Phytopathology 17: 324 – 341.

Sloover, J. de & F. Leblanc, 1970. Pollutions atmosphériques et fertilité chez les mousses et chez les lichens épiphytiques. Bulletin de l'Académie et de la Société Lorraines des Sciences IX (1): 82 – 90.

Trass, H., 1973. Lichen sensitivity to the air pollution and index of poleotolerance. Folia cryptogamica Estonica, Fasc. 3: 19 – 22.

Türk, R., V. Wirth & O. L. Lange, 1974. CO_2-Gaswechsel-Untersuchungen zur SO_2-Resistenz von Flechten. Oecologia 15: 33 – 64.

Wit, T. de, 1976. Epifytic lichens and air pollution in the Netherlands, Bibliotheca Lichenologica 5: 1 – 227. Cramer, Vaduz.

Bodemkwaliteit - Inleiding

R. Brouwer

Eigenschappen, die het bodemtype bepalen

De bodemeigenschappen variëren binnen een klein gebied als Nederland zeer sterk. Er zijn een aantal grondsoorten te onderscheiden, zoals klei, veen en zand, waarbinnen en waartussen velerlei overgangen voorkomen. Ook in de verticale opbouw komen van streek tot streek grote verschillen voor. Al deze verschillende gronden zijn fysisch en chemisch te karakteriseren. Bij deze beschrijvingen spelen kenmerken als structuur, deeltjesgrootte, poriënvolume, organische-stofgehalte, kationenuitwisselingscapaciteit, pH en mineralengehalte een rol. Veel van de genoemde eigenschappen worden binnen elk bodemtype nog weer beïnvloed door de grondwaterstand en de gebruikswijze.

We mogen rustig stellen dat onze bodems, misschien op een enkele uitzondering na, door menselijke activiteiten bepaald zijn. Dit geldt niet alleen voor het landbouwareaal, maar ook voor de terreinen aan de periferie van landbouwgebieden en voor de min of meer echte natuurgebieden. Toch hoeven we niet ongelukkig te zijn met wat we hebben, want de bonte schakering in bodemgesteldheid gaat gepaard met een even afwisselend patroon in vegetatietypen.

Waardering en kwaliteit

Vanzelfsprekend ziet alles er anders uit dan in het verleden, want met de ontwikkeling van de menselijke activiteiten en behoeften is de natuur om ons heen mee ontwikkeld. Voor iets wat de moeite waard was is steeds iets anders wat evenzeer de moeite waard is in de plaats gekomen.

Het lijkt ook vanzelfsprekend dat door de tijden heen mensen het verdwijnen van iets vertrouwds betreurd hebben, omdat ze niet meteen konden zien wat er voor in de plaats zou komen. Toch is de ontwikkeling doorgegaan. Ook nu zal die ontwikkeling doorgaan en we moeten ons afvragen waarom we nu zo gealarmeerd zijn. Is het enkel omdat we meer tijd hebben voor nostalgische mijmeringen, of meer inzicht in de consequenties van ons handelen, of zijn de ontwikkelingen zodanig dat we moeten verwachten dat er voor iets goeds dat verdwijnt niets goed terugkomt? Wie de vakbladen daarop naslaat komt tot de conclusie dat dit laatste het geval lijkt te zijn.

Om dit te demonstreren moeten we nagaan met welke veranderingen in bodem-

kwaliteit we nu te maken hebben en wat daarvan de consequenties zijn. De definitie voor bodemkwaliteit - afhankelijk als ze is van de functie die men van de bodem verwacht (wegenbouw, huizenbouw, waterfiltering) - is arbitrair. In het kader van deze uitgave zijn we vooral geïnteresseerd in de functie die de bodem heeft ten aanzien van de daarin en daarop levende organismen.

Processen die in de bodem een rol spelen

In de bodem kan een grote activiteit van micro-organismen, bacteriën en schimmels voorkomen, maar ook een scala van dierlijke organismen. Zij hebben gemeen dat ze alle afhankelijk zijn van de energie die van tevoren is vastgelegd in groene plantedelen. Hun primaire bestaansvoorwaarde wordt dus gevormd door wortels en andere plantenresten die op en in de bodem dood of levend voorhanden zijn. Aan de andere kant is het zo dat fotosynthetiserende delen alleen kunnen bestaan bij de gratie van uit de bodem opgenomen water en nutriënten. 'Doorwortelbaarheid' van de bodem is dus een eerste vereiste en daar dragen de activiteiten van de eerder genoemde organismen toe bij. We komen dus heel gemakkelijk in cirkelredeneringen terecht, omdat biologische activiteit in de grond alleen mogelijk is als de kwaliteit van de bodem goed is en de kwaliteit van de bodem verbeterd kan worden door biologische activiteit. Beide dienen op elkaar afgestemd te zijn.

De bedreiging kan dan ook van twee kanten komen:
- vermindering van afbreekbaar organisch materiaal als substraat voor biologische activiteit,
- selectieve onderdrukking en selectieve vergiftiging van flora en fauna in de bodem.

Vooral het laatstgenoemde aspect speelt in ons land een grote rol. Het gaat daarbij om contaminatie van de bodem door schadelijke stoffen, die als consequentie van onze huidige manier van leven in steeds grotere hoeveelheden in het milieu terecht komen. De daarmee samenhangende problemen zullen in de volgende hoofdstukken (zware metalen, Ernst; organische verbindingen, Eysackers) besproken worden. Het zal uiteindelijk gaan om de vraag of we voldoende feitenmateriaal in handen hebben om de op stapel staande Wet Bodembescherming effectief te maken (Vonk). Een zeer belangrijk aspect voor de toekomstverwachting is ook in hoeverre eenmaal tot stand gekomen contaminaties reversibel zijn.

Beïnvloeding van de bodem door nutriënten en de reactie van planten daarop

De verhoging van de agrarische produktie (bouw- en grasland) in de loop der jaren is goeddeels het gevolg van een betere nutriëntenvoorziening van de gewassen. Deze wordt gerealiseerd door hogere meststofgiften, door gecontroleerde watervoorziening en door een combinatie van beide.

Eerst zullen een paar woorden gewijd worden aan de ecologische gevolgen van eutrofiëring van onze bodems.

Bij de steeds verdergaande intensivering van de landbouw betekent een toene-

mend drijf- en kunstmestgebruik, met name een toenemend stikstofgebruik. Aangezien over het algemeen het percentage dat van een toegediende stikstof wordt opgenomen niet afhangt van de dosis, betekent dit niet alleen een bemesting van de landbouwgronden zelf. Door de hogere bemesting blijft meer in de plant opgeslagen stikstof op het land, zodat na afsterving en vertering van het plantenmateriaal meer via uitregening het grondwater en het oppervlaktewater bereikt. Door transporten via het grondwater kunnen zo terreinen die niet strikt tot het landbouwareaal behoren maar in de omgeving daarvan voorkomen, geëutrofieerd worden.

Een andere, veel voorkomende maatregel, die met de vorige te maken heeft, omdat door de gestimuleerde groei vroeger in het voorjaar geoogst kan worden, is verlaging van de grondwaterstand. Deze maatregel leidt evenzeer tot eutrofiëring, doordat nu een grotere hoeveelheid organische stof afbreekbaar wordt (verbeterde O_2-voorziening in de diepere grondlagen). De gevolgen van eutrofiëring voor de flora en fauna, direct en indirect via gewijzigde gebruikswijze, beginnen door onderzoek bij verschillende instellingen steeds duidelijker te worden. Eutrofiëring leidt bij hogere planten tot stimulatie van de bovengrondse groei relatief ten koste van de ondergrondse groei (Brouwer, 1968). De consequentie is in veel gevallen een veranderde organische-stoftoevoer naar de bodem (fig. 1). Vaak wordt deze droge stof door de gunstiger C/N-verhouding ook sneller afgebroken waardoor meer stikstof voor uitspoeling beschikbaar komt.

De effecten van eutrofiëring gaan echter verder. Hoewel in principe alle plantesoorten kwalitatief op eutrofiëring gelijk reageren, zijn er kwantitatief grote verschillen (fig. 2). De planten die het sterkst en tot hoge vruchtbaarheid positief reageren, winnen gestadig terrein, zodanig dat minder responsieve soorten onderdrukt worden (fig. 3) en verdwijnen. Voorbeelden hiervan zijn te vinden in het werk van Van den Bergh (1979). Door dit onderzoek kan worden aangetoond dat de

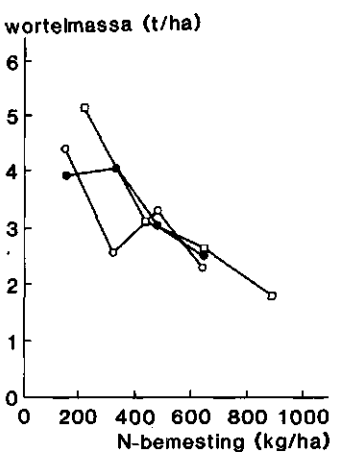


Fig. 1. Invloed van N-bemesting en maaifrequentie op de aanwezige wortelmassa van engels raaigras in oktober van het eerste jaar na inzaai in maart. (Ennik, 1980)

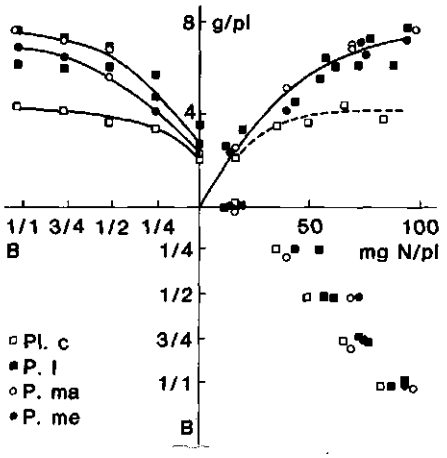


Fig. 2. Relatie diagrammen tussen bemestingsniveau ($\frac{1}{4}$-$\frac{1}{2}$-$\frac{3}{4}$-$\frac{1}{1}$ g NPK 12-10-18 per pot), stikstofopname en geproduceerde droge stof voor vier *Plantago*-soorten. Bij een gelijke opname blijft de groei van *P. coronopus* sterk achter bij die van de andere soorten. (Brouwer, ongepubliceerd)

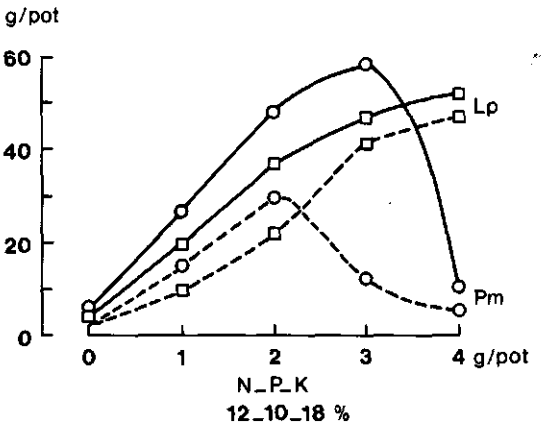


Fig. 3. Invloed van de stikstofvoorziening op de productie van spruit versgewicht van *Plantago major* en *Lolium perenne* in mono- (getrokken lijnen) en meng- (streeplijnen) cultuur. In mengcultuur is *P. major* in het voordeel bij lage N-bemesting en in het nadeel bij hoge N-bemesting. (Brouwer, 1983)

eutrofiëring leidt tot drastische vermindering van de soortenrijkdom (fig. 4). De resultaten passen als zodanig in een meer algemeen patroon, dat inhoudt dat bij een gradiënt van een milieufactor van ongunstig naar gunstig de totale biomassa per oppervlakte-eenheid toeneemt en het soortenaantal een optimum vertoont (fig. 5).

In het ongunstige gebied komen slechts weinig soorten voor die uitgesproken tolerant zijn t.a.v. de betreffende factor, maar ook daar slecht groeien (lage biomassa). Naarmate de stress afneemt kunnen meer soorten hun levenscyclus voltooien,

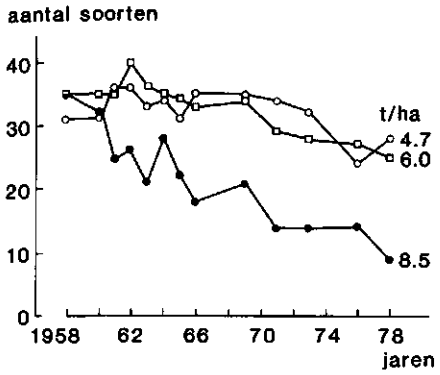


Fig. 4. Veranderingen in soortenrijkdom op verschillend bemeste hooiland proefveldjes te Wageningen. (Van den Bergh, 1979)

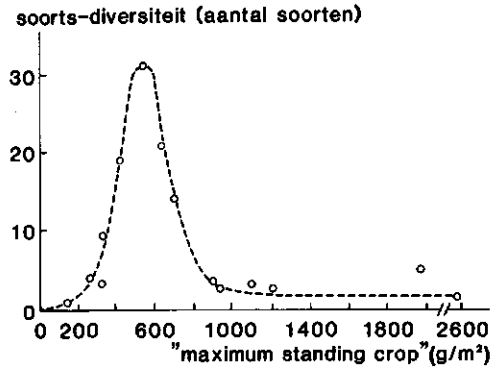


Fig. 5. De relatie tussen maximum standing crop en soortendiversiteit (kruiden) op 14 monsterplaatsen in het noorden van Engeland. (naar Al-Mufti et al. 1977, in Grime 1979)

maar elk voor zich komen de verschillende soorten niet tot een zodanige ontwikkeling van biomassa dat andere daardoor onderdrukt worden. Bij voortgaande verbetering van het milieu is de potentiële biomassaproduktie hoger. Soorten met een lage maximale relatieve groeisnelheid zullen van de voorzieningen minder gebruik maken dan die met een hoge maximale relatieve groeisnelheid.

Hiermee is het verschijnsel hoe en waarom verhoging van de bodemvruchtbaarheid tot afname van de soortendiversiteit leidt, causaal te verklaren. Het betekent echter niet dat zowel de biomassatoename als de teruggang in het soortenaantal, zoals gevonden bij eutrofiëring, als zodanig exclusief indicatief zijn voor een verhoging van de bodemvruchtbaarheid. Een gradiënt in bijvoorbeeld de waterbeschikbaarheid zou eenzelfde beeld kunnen geven.

Daar komt nog bij dat het geleidelijk dalend aantal soorten in de bemeste veldjes gepaard gaat met grote fluctuaties van jaar tot jaar in de frequentie percentages van de onderzochte soorten. Dit wijst erop dat een groot aantal andere factoren een rol

spelen bij de realisering van het eerdergenoemde fenomeen, factoren die grotendeels onbekend zijn. Het zal nog veel onderzoek vergen voor we een zo betrekkelijk eenduidig verlopend voorspelbaar verschijnsel kwantitatief kunnen verklaren (Van den Bergh, 1979; Willems, 1980).

Literatuur

Bergh, J. P. van den, 1979. Changes in the composition of mixed populations of grassland species. In: M. Werger (Ed.): The study of vegetation. Junk, The Hague, p. 59 - 80.

Brouwer, R., 1968. De groeifactor stikstof en de productie. In: Achtergronden van productie en kwaliteit. Cursus Landbouwplantenteelt, Wageningen, p. 44 - 67.

Brouwer, R., 1983. The role of root development in the interference between populations of Plantago major and Lolium perenne. (in voorbereiding)

Ennik, G. C., 1980. Effect of high nitrogen supply on sward deterioration and root mass. In: W. H. Prins & G. H. Arnold (Eds): The role of nitrogen in intensive grassland production. Pudoc, Wageningen, p. 67 - 76.

Grime, J. P., 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons Ltd., Chicester.

Rorison, J. H., 1968. The response to phosphorus of some ecologically distinct plant species. New Phytologist 64: 23 - 27.

Willems, J. H., 1980. Observations on N. W. European limestone grasslandvegetations. Dissertatie, Utrecht.

Bodemparameters als ecologische bodemkwaliteitskenmerken

J. W. Vonk

Inleiding

Het besef dat we de bodem moeten beschermen tegen allerlei vormen van aantasting is relatief laat ontstaan als we dit vergelijken met de bescherming van lucht en water, en met natuurbescherming in het algemeen. Hiervoor zijn twee oorzaken aan te voeren.

1. Veel bodemaantastingen, met name verontreinigingsgevallen, blijven aanvankelijk sterk gelokaliseerd; verspreiding in de bodem vindt zeer langzaam plaats, veel langzamer dan in water en lucht. Pas na vele jaren kan de verontreiniging op ongewenste plaatsen opduiken in oppervlaktewater, drinkwatervoorraden en door kwel elders bovenste bodemlagen beïnvloeden.
2. De bodem is een ondoorzichtig medium, zowel letterlijk als figuurlijk. Veel van de processen in de bodem onttrekken zich aan ons oog. De structuur van de bodem is complex en de processen die er plaatsvinden zijn dat evenzo. Met name wat betreft de ecologische bodemprocessen is onze kennis nog verre van volmaakt. Dit geldt in het bijzonder voor de gevolgen van bodemaantasting en vervuiling ten gevolge van menselijke activiteiten voor de bodemecologie.

In figuur 1 worden de diverse relaties tussen de verschillende groepen organismen in het bodem-ecosysteem getoond alsmede hun relatie met het abiotische milieu. Nog veel meer dan voor het aquatische milieu vormen de fysische structuur en de chemische eigenschappen de voorwaarden waarbinnen het ecologisch gebeuren zich afspeelt. Er is dan ook een continue beïnvloeding van het bodemecosysteem door fysische en chemische bodemparameters (Swift et al., 1979).

Bodemkwaliteit en bodemfuncties

Op grond van de ontwerp-Wet bodembescherming kunnen aan allerlei activiteiten die op of in de bodem worden verricht beperkingen worden gesteld.

Volgens de Memorie van Toelichting bij de ontwerp-Wet houdt dit voor de bodem in: 'het geheel van maatregelen zowel gericht op het voorkomen resp. het beperken of ongedaan maken van nadelige beïnvloeding van de kwaliteit van de bodem als gevolg van menselijke activiteiten, als gericht op het behoud van een gewenste kwaliteit van de bodem'. De wet stelt dus de kwaliteit van de bodem centraal. Een belangrijke vraag is dan wat de bodemkwaliteit bepaalt, wat zijn de

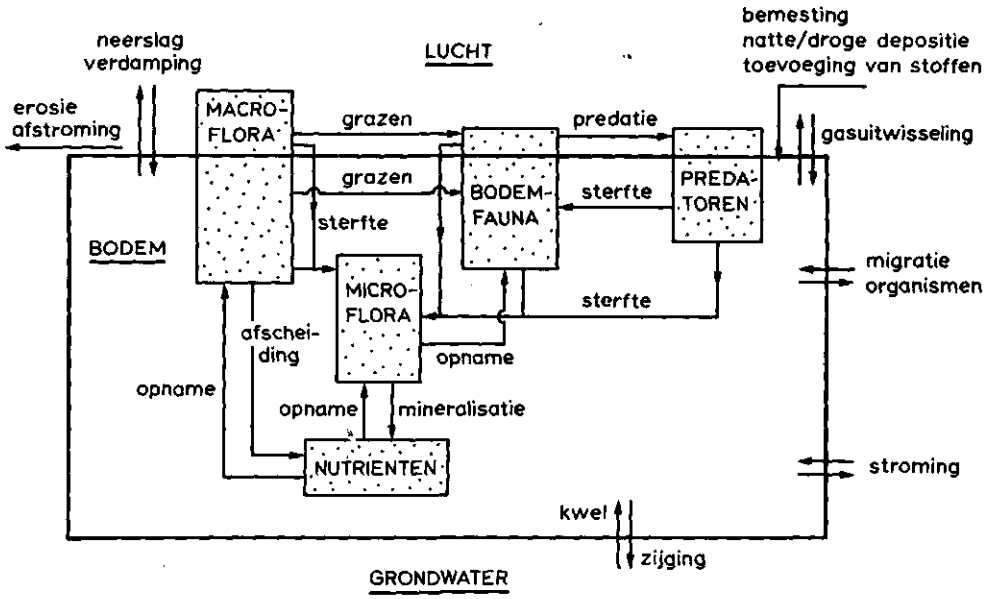


Fig. 1. Relaties tussen verschillende organismen in het bodemecosysteem.

criteria, met andere woorden: wat zijn de kwaliteitskenmerken (Vonk, 1982).

Deze vragen kan men niet los zien van de verschillende functies van de bodem. Bij iedere functie van de bodem horen immers bepaalde kwaliteitskenmerken. Als functies van de bodem worden in de Memorie van Toelichting genoemd:

- dragerfunctie voor menselijke activiteiten;
- gebruiksfuncties m.b.t. landbouw, drink- en industriewatervoorziening, delfstofwinning;
- esthetische functie;
- ecologische functie.

Deze functies hebben een verschillende inhoud. Alleen de ecologische functie is niet mensgebonden, de andere functies zijn eigenlijk gebruiksfuncties voor de mens of zijn een afspiegeling van de waardering van de mens voor zijn omgeving, bijvoorbeeld de esthetische functie. De ecologische functie van de bodem is de belangrijkste basisfunctie, zowel vanuit de mens geredeneerd als vanuit natuur en landschap. Vanuit deze visie is het van primair belang kwaliteitskenmerken voor de bodemkwaliteit t.o.v. de ecologische functie te vinden (Eijsackers & Doelman, 1981).

Kwaliteitskenmerken

In het volgende worden enige gedachtengangen beschreven voor het vinden van kwaliteitskenmerken. De hoedanigheid van de bodem, zowel van het levende als het niet-levende deel, wordt bepaald door een groot aantal factoren, verder 'bodempa-

rameters' genoemd. Hieruit vloeit een objectieve, kwantitatieve beschrijving voort. Aan het begrip bodemparameter wordt hierbij een ruime betekenis toegekend. Zowel biologische, fysische als chemische bodemfactoren en eigenschappen die relevant zijn voor beschrijving van de bodemkwaliteit vallen hieronder, terwijl ook processen, activiteiten en verschijnselen hiertoe gerekend kunnen worden.

Voor bepaalde doeleinden worden reeds bodemparameters gebruikt als kenmerken voor de bodemkwaliteit. Deze worden benut voor beoordeling van de geschiktheid van de bodem voor een bepaalde functie. Hierbij kan gedacht worden aan landbouw en aan grondmechanische eigenschappen voor bouwkundige, hydrologische en civieltechnische werken.

Zouden we misschien een aantal van de gangbare parameters tevens kunnen gebruiken voor ecologische bodemkwaliteits-beoordeling? Om deze vraag te beantwoorden zullen we eerst een inventarisatie moeten maken van relevante bodemparameters en telkens moeten nagaan wat hun betekenis is voor de bodembescherming. Een dergelijke studie werd uitgevoerd door een projectgroep van TNO (Hueck-Van der Plas et al., 1983).

Begonnen werd met het kiezen van bodemparameters waarvan vermoed werd dat ze als kwaliteitskenmerk in aanmerking zouden kunnen komen. Hierbij werd met name gelet op de bescherming van de ecologische bodemfunctie. De volgende fysische bodemparameters werden gekozen:

1. Algemeen
- deeltjesgrootteverdeling, grondsoort,
- bodemprofiel,
- bodemkleur,
- dichtheid

2. Vochthuishouding
- grondwaterstand,
- porositeit,
- vochtspanning (pF-waarde),
- doorlatendheid.

3. Bodematmosfeer en gasdiffusie
4. Warmtegeleiding en -capaciteit
5. Mechanische bodemdichtheid (weerstand)

Aangezien onder bodem als milieucomponent wordt verstaan: het vaste aardoppervlak met al hetgeen zich daaronder bevindt, strekte onze studie zich ook uit tot de kwaliteit van het grondwater. De kwaliteit van grondwater was vanuit ecologisch gezichtspunt van belang. Het diepe grondwater kan elders door kwel de bovenste bodemlagen beïnvloeden of tot oppervlaktewater worden. De keuze van parameters betreffende het grondwater richtte zich vooral op die welke het transport en de stroming bepalen:
- weerstand van semi-permeabele lagen,
- stijghoogten,
- doorlaatvermogen van watervoerende pakketten,

- indringingsdiepte.

Als chemische parameters werden de samenstellende bestanddelen van de bodem gekozen, alsmede enige chemische processen en grootheden:
- organische stof,
- humus,
- laagmoleculaire verbindingen,
- zouten,
- calciumcarbonaat,
- oxyden en hydroxyden,
- kleimineralen,
- anionen,
- kationen (inclusief zware metalen),
- pH,
- adsorptie-desorptie-processen,
- precipitatie-oplossingsprocessen,
- redoxpotentiaal.

Voor een bodemkwaliteitsbeoordeling vanuit het oogpunt van bescherming van de ecologische functie zijn uiteraard de biologische bodemparameters van groot belang. Deze zijn:

1. Bodemfauna

Structuurkenmerken
- dichtheid,
- reproduktie en groei,
- immigratie en emigratie,
- predatie,
- diversiteit,
- aggregatie,
- associatie,
- verdeling micro-, meso-, macrofauna.

Functiekenmerken
- verspreiding organische stof,
- bodemprofielgenese,
- bioturbatie,
- homogenisatie,
- strooiselfragmentatie en humusvorming.

2. Bodemvegetatie

Ondergrondse delen, beworteling, rizosfeer
- biomassa en produktie,
- rizosfeeractiviteit,
- mycorrhiza,
- kieming van zaden.

Bovengrondse delen
- biomassa en produktie,

- opname en accumulatie van stoffen,
- beschrijving en analyse van vegetatie.

3. Bodemmicroflora

Structuurkenmerken
- samenstelling van de populatie,
- biomassa.

Functiekenmerken
- afbraak van xenobiotica
- kringlopen: koolstofkringloop, stikstofkringloop, zwavelkringloop en fosfaatkringloop.

Op praktische gronden maakten wij een indeling in bodemfauna, bodemvegetatie en bodemmicroflora, hoewel bij vele ecologische processen deze drie groepen gezamenlijk een rol spelen. Binnen deze groepen werden structuurkenmerken en functiekenmerken van elkaar gescheiden. Alle parameters werden beschreven en er vond een evaluatie plaats van hun ecologische relevantie en de betekenis voor de bodembescherming. Hierbij kwamen ook aan de orde de variatie in tijd en plaats, alsmede de meetbaarheid. Op grond hiervan werd geconcludeerd of de parameter bruikbaar is voor verder onderzoek naar kwaliteitskenmerken.

In dit kader is geen ruimte voor uitvoerige bespreking van de bodemparameters. Ik wil dan ook volstaan met in het volgende enige belangrijke aspekten aan te stippen.

Enige bodemparameters

Geogenese (de afzetting van het oorspronkelijke materiaal) en pedogenese (de veranderingen na afzetting o.i.v. klimaat en menselijke bedrijvigheid) hebben in ons land geresulteerd in een laagsgewijze opbouw van de bodem. Lagen met verschillende textuur en samenstelling wisselen elkaar af waardoor een *bodemprofiel* ontstaat. De samenstelling van bodemflora en -fauna wordt in belangrijke mate bepaald door het bodemprofiel. De invloed van menselijke activiteit kan groot zijn, bijvoorbeeld afgraving van de bovenste horizonten, diepploegen en wijziging van de grondwaterstand. De bovenste horizonten zijn van groot belang i.v.m. aanvoer van en omzetting van organische stof. In Nederland is dank zij de bodemkartering een gedetailleerde kennis van de profielopbouw aanwezig.

De *organische stof* in de bodem vindt men ten dele als niet of gedeeltelijk verteerde resten van plantaardig en dierlijk materiaal. Dit wordt door het humificatieproces gedeeltelijk omgezet in een min of meer stabiel eindprodukt: de humus. In de praktijk is de grens tussen organische stof en humus niet scherp te trekken.

De organische stof in de bodem speelt een belangrijke rol in de diverse kringlopen, met name in de koolstofcyclus. Input van organische stof vindt plaats via o.a. de strooisellaag die ontstaat doordat plantaardige en dierlijke resten door de bodemfauna en door mechanische krachten worden omgezet in strooisel. Hierna treedt door microbiële activiteit ontleding op tot enerzijds laagmoleculaire produkten en

anderzijds tot stabiele humus.

Humus is chemisch gezien een moeilijk definieerbare heterogene polymere verbinding, waarvan in figuur 2 een hypothetische voorstelling wordt gegeven. De ionenuitwisselende eigenschappen van humus zijn betrekkelijk groot, waardoor deze stof van groot belang is voor het binden van kationen. Van landbouwkundig maar ook van algemeen ecologisch belang is de binding van de basen NH_4^+, Na^+, K^+, Mg^{2+} en Ca^{2+}. Bij de verontreiniging met toxische metaalionen kan hun specifieke binding aan humus, waarbij ook complexvorming een rol speelt, de bodem en het grondwater beschermen tegen besmetting, mits het humus-metaalcomplex niet mobiel is.

Door het grote soortelijke oppervlak van 800 m^2/g is humus van groot belang voor fysische parameters die bij de waterhuishouding betrokken zijn, zoals *porositeit, doorlatendheid, vochtspanning* en de *gashuishouding* (De Haan & Van Riemsdijk, 1978).

Een andere vanuit ecologisch standpunt belangrijke fysische parameter is de bodemtemperatuur die beheerst wordt door *warmtegeleiding en -capaciteit* van de bodem. Dagelijkse en jaarlijkse temperatuurfluctuaties treden op in de bovenste bodemlaag. Door menselijke activiteiten kunnen de natuurlijke fluctuatie en de diepe bodemtemperatuur verstoord worden. Men kan daarbij denken aan de aanleg van leidingen voor transport van heet water, lozing van koelwater in de ondergrond, aanleg van warmte-afgevende ondergrondse hoogspanningsleidingen.

Van de belangrijkste chemische parameters moet zeker de bodem-pH genoemd worden. Vele biologische en chemische processen worden beïnvloed door de *pH*. De pH van de grond in Nederland varieert van 3 tot 8. De pH kan aanzienlijk variëren met de diepte. De pH heeft een sterk effect op microflora en bodemfauna. Ieder organisme vertoont een optimale activiteit binnen bepaalde pH-grenzen, en verschuiving in de pH zal verschuiving in de populatiesamenstelling tot gevolg hebben. Zo kunnen de meeste bacteriën betrekkelijk nauwe pH-grenzen in het neutrale gebied tolereren, in tegenstelling tot schimmels die een breed pH-optimum vertonen, en meestal meer actief zijn bij lage pH.

De pH kan van belang zijn als factor die de distributie en activiteiten van meso- en

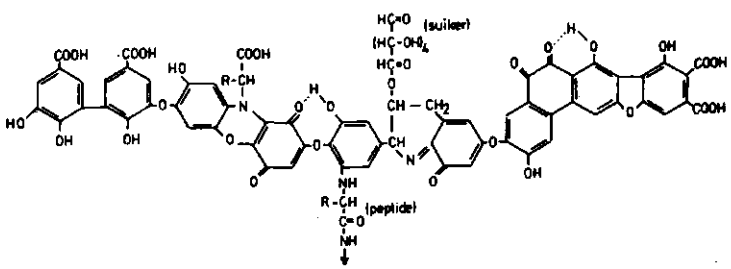


Fig. 2. Hypothetische voorstelling van een humuszuurmolecuul. (naar De Haan & Van Riemsdijk, 1978)

macro*fauna* in de bodem bepaalt. Zo blijken soorten van de regenwormfamilie Lumbricidae te groeperen te zijn volgens de pH-grenzen die zij tolereren. Eijsackers gaat in zijn hoofdstuk hier nader op in.

Relatie tussen biotisch en abiotisch deel van de bodem

Uit het bovenstaande moet duidelijk zijn dat de fysische, chemische en biologische bodemparameters nauw met elkaar verbonden zijn en in onderlinge relatie staan. De volgende aspecten spelen bij giftige stoffen in het bodemmilieu een belangrijke rol:
1. De giftigheid van een stof zal in het algemeen verschillen voor verschillende soorten bodemorganismen. Is een bepaalde stof giftig voor een bepaalde soort, doch minder giftig voor een andere, dan zullen verschuivingen in populaties en samenstelling van het ecosysteem optreden.
2. Bij de giftigheid speelt de beschikbaarheid, dus de concentratie waarmee het organisme in aanraking komt, een belangrijke rol, en voor grotere dieren eventuele accumulatie in het lichaam.
3. De tijdsduur van blootstelling is van belang. De beide laatste aspecten zijn in figuur 3 geïllustreerd. De tijdsduur van de blootstelling wordt bepaald door de afbraaksnelheid van de stof. Deze wordt weer beïnvloed door de aard van het bodemmilieu, grondsoort, temperatuur, vochtgehalte, zuurstof, nutriënten etc. De beschikbare concentratie is afhankelijk van verspreiding in de bodem en verdeling tussen de verschillende bodembestanddelen, inclusief het betreffende organisme.

We hebben hier dus te maken met een uiterst complex systeem. Daar komt nog bij dat allerlei parameters regelmatig veranderen o.i.v. natuurlijke stress-situaties, waar-

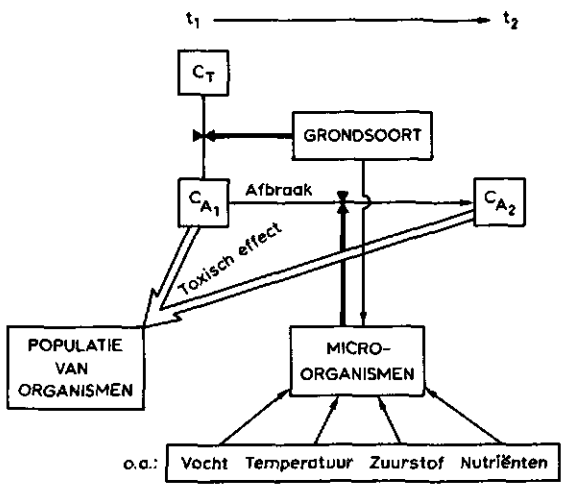


Fig. 3. Enige factoren die het toxische effect van stoffen in de bodem bepalen. De twee driehoekjes geven een regulatiemechanisme aan. C_T = totale concentratie, C_A = beschikbare concentratie, $t_1 \rightarrow t_2$ = tijdbasis.

door het moeilijk is gegevens verkregen met laboratoriumproeven te interpreteren voor de veldsituatie.

Effecten op het bodemecosysteem

In het voorgaande kwamen reeds enige biologische parameters naar voren. Verschuivingen van populaties in ruimte en tijd, veranderingen in diversiteit zowel wat betreft de bodemfauna als de bodemvegetatie en -microflora, zijn belangrijke voorbeelden van structuurkenmerken. Er treden grote natuurlijke fluctuaties op. Daar komt bij dat er een groot gebrek aan kennis is van het natuurlijke bodemecosysteem, en van de invloed van menselijke activiteiten op het bodemecosysteem. Dit geldt evenzo voor de functiekenmerken. Deze zijn in het algemeen gemakkelijker toegankelijk voor meting, maar ook hier ontbreekt nog veel kennis. De laatste tijd is vooruitgang gemaakt met het vaststellen van effecten op bodemfauna, met name regenwormen (Ma, 1982).

Enige belangrijke microbiële processen zoals bodemademhaling, ammonificatie en nitrificatie worden de laatste tijd ook ingezet als kwaliteitsbeoordeling, in het bijzonder voor beoordeling van effekten van bestrijdingsmiddelen op bodem-microorganismen. Het gebruik van bodemenzymen voor het meten van effecten van toxische stoffen is nog controversieel (Greaves et al., 1978).

Het gebruik van relevante bodemparameters

Hoewel tijdens ons onderzoek alle opgesomde biologische parameters belangrijke kwaliteitskenmerken bleken, en van belang voor beoordeling van menselijke activiteiten, was en is hun bruikbaarheid beperkt.

Bij de evaluatie van de eerdergenoemde fysische en chemische bodemparameters bleek een groot aantal daarvan van belang voor het functioneren van het bodemecosysteem, of voor het gedrag van verontreinigende stoffen in de bodem. Van aldus geïdentificeerde kwaliteitskenmerken werd vervolgens nagegaan in hoeverre ze door menselijke activiteiten worden beïnvloed dan wel van belang zijn voor beoordeling van de activiteit. Als voorbeelden van menselijke handelingen werden die gekozen die opgesomd zijn in de Memorie van Toelichting van de ontwerp-Wet bodembescherming. Hierbij worden zes categorieën van activiteiten onderscheiden, waarbij sprake kan zijn van aantasting of verontreiniging:

1. Handelingen waarbij stoffen op of in de bodem worden gebracht om ze daar te laten.
2. Handelingen waarbij stoffen aan de bodem worden toegevoegd met het doel de structuur of de kwaliteit van de bodem te beïnvloeden.
3. Het uitvoeren van werken op of in de bodem waarbij mechanische ingrepen worden verricht of stoffen worden toegepast die de bodem kunnen verontreinigen of aantasten.
4. Handelingen waarbij stoffen op of in de bodem worden getransporteerd.

5. Handelingen waarbij als nevengevolg stoffen die de bodem kunnen verontreinigen of aantasten, op of in de bodem geraken.
6. Handelingen die erosie, verdichting of verzilting van de bodem tot gevolg kunnen hebben.

Per categorie kan nu misschien aangegeven worden welke bodemkwaliteitskenmerken van belang zijn voor beoordeling van effecten van de desbetreffende activiteit.

Een voorbeeld is het op of in de bodem brengen van stoffen met een vernietigende of regulerende werking op organismen, waaronder we vooral het gebruik van herbiciden, nematiciden en grondontsmetting kunnen verstaan. Uiteraard zijn in dit verband alle biologische kwaliteitskenmerken van belang, terwijl de afbraak vooral beheerst wordt door grondsoort, humusgehalte, organische stof, pH, redoxpotentiaal en vochtspanning. Mogelijk transport naar en verspreiding door grondwater wordt ook bepaald door de grondwaterstand, adsorptie/desorptie en gedrag in het diepe grondwater.

Als tweede voorbeeld noem ik grond- en funderingswerken, waarbij gezien het ingrijpende karakter van de activiteiten een groot aantal bodemparameters in de gaten moeten worden gehouden: bodemprofiel, mechanische bodemdichtheid, humusgehalte, deeltjesgrootte, bodemkleur, grondwaterstand, porositeit, vochtspanning, doorlatendheid, gasdiffusie, kleimineralen en het gedrag van grondwater.

Tenslotte moet worden opgemerkt dat de actuele plaats van handeling van groot belang is. Om snel inzicht te krijgen met welk type bodemecosysteem men ter plaatse te doen heeft, is het wellicht nuttig te onderzoeken of men de Nederlandse bodem naar ecosysteem in een aantal typen kan indelen en wat de relatie is met de fysische en chemische milieukenmerken.

Besluit

In het voorgaande werd getracht aan te geven welke factoren de bodemkwaliteit bepalen. We zijn hierbij uitgegaan van de ecologische functie van de bodem als belangrijkste basisfunctie. Een goede bodemkwaliteit houdt in, dat een evenwichtig bodemecosysteem moet kunnen functioneren in samenhang met abiotische (fysische en chemische) componenten en eigenschappen van de bodem. Wij blijken dan wel een opsomming te kunnen geven van de factoren die in dit verband van belang zijn, doch de onderlinge samenhang van de factoren ontgaat ons nog grotendeels.

Veel menselijke activiteiten bedreigen de bodemkwaliteit. Er is veel meer bekend over invloeden van menselijke activiteiten op fysische en chemische bodemeigenschappen dan over onze invloed op bodemorganismen, laat staan bodemecosystemen. Het is dan ook nodig veel meer kennis te vergaren over de invloed van menselijke handelingen op bodemecosystemen. Voorlopig zullen we ons tevreden moeten stellen met het aangeven van fysische en chemische bodemparameters waarop moet worden gelet.

Literatuur

Eijsackers, H. & P. Doelman, 1981. Het biologisch bodemsysteem als natuurlijke basis van de Wet op de Bodembescherming. Milieu en Recht IV/7: 133.

Greaves, M. P., S. L. Cooper, H. A. Davies, J. A. P. Marsh & G. I. Wingfield, 1978. Methods of analysis for determining the effects of herbicides on soil micro-organisms and their activities. Technical Report, Agricultural Research Council, Weed Research Organization, No. 45, Begbroke Hill, 51 p.

Haan, F. A. M. de & W. H. van Riemsdijk, 1978. Chemische processen. In: C. van den Berg (Ed.): Handboek voor milieubeheer, Deel IV: Bodembescherming. Vermande Zonen, IJmuiden, p. IV-2.2.1-1-21.

Hueck-Van der Plas, E. H., D. Barug, D. H. Eikelboom, J. M. Marquenie, G. J. Vink & J. W. Vonk, 1983. Kwaliteitskenmerken ten behoeve van de bodembescherming. Bodembeschermingsreeks, Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage (in druk).

Ma, W., 1982. Regenwormen als bio-indicatoren van bodemverontreiniging. Bodembeschermingsreeks No. 15. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage.

Swift, M. J., O. W. Heal & J. M. Anderson, 1979. Decomposition in terrestrial ecosystems. Blackwell Scientific Publications, Oxford, 372 p.

Vonk, J. W., 1982. Er zijn niet of nauwelijks normen voor beoordeling van de bodemkwaliteit. TNO Project 10: 58.

Indicatoren van een overmaat aan zware metalen in terrestrische ecosystemen

W. H. O. Ernst

Inleiding

Zware metalen behoren tot de bouwstenen van ieder ecosysteem en zijn geenszins milieuvreemde stoffen, zoals soms beweerd wordt. Kenmerkend voor deze basiselementen is hun volledige persistentie. In tegenstelling tot veel milieuverontreinigende stoffen zoals PCB's en organopesticiden zijn zware metalen geen nieuw ontwikkelde stoffen, maar slechts bestaande stoffen waarvan de mens de concentraties en de chemische vorm heeft veranderd.

De zware metalen vormen een heterogene groep wat betreft hun functies in organismen. Sommige zware metalen zoals koper, zink, ijzer en mangaan zijn essentieel voor het bestaan van ieder organisme (tabel 1); deze groep wordt in de plantkundige literatuur 'micronutriënten' (Baumeister & Ernst, 1978) en in de vooraanstaande medische literatuur 'micromineralen' (Wilson et al., 1979) genoemd. Daarentegen behoren spoorelementen zoals lood, kwik en thallium tot die

Tabel 1. Biologische functies van enkele zware metalen.

Micronutriënten (noodzakelijk)	Omstreden functie in dieren	Spoorelementen (overbodig)
in alle organismen		
ijzer	cadmium	kwik
mangaan	arsenicum	lood
zink		thallium
koper		chroom
		titaan
alleen in planten		zilver
molybdeen		uranium
		wolfraam
in sommige planten		goud
nikkel		
vanadium		
in micro-organismen en dieren		
kobalt		

Tabel 2. Concentraties van zware metalen (mmol·kg^{-1} droge stof) in bladeren van populieresoorten in de herfst. Aanplant op oude kalkhoudende zeekleigrond (Haarlemmermeer).

	IJzer	Mangaan	Zink	Koper	Lood
Populus tremula L.	1,27±0,15	0,62±0,03	2,47±0,21	0,10±0,02	0,09±0,01
Populus alba L.	4,31±0,75	1,60±0,31	3,36±0,32	0,14±0,32	0,11±0,04
Populus nigra L.	1,13±0,25	0,50±0,20	3,38±0,28	0,12±0,02	0,09±0,01
Populus robusta C. Schneid	2,54±0,38	0,24±0,03	2,35±0,60	0,08±0,02	0,09±0,01

groep van elementen die niet essentieel zijn voor organismen. Ze komen in kleine hoeveelheden in organismen voor, afhankelijk van de chemische (petrografische) samenstelling van hun abiotische omgeving. Men zou spoorelementen dan ook kunnen beschouwen als elementen die hun spoor in de biologie bijster zijn.

Het feit dat een zwaar metaal als micronutriënt fungeert, houdt in dat de concentratie van deze zware metalen nooit nul kan zijn. Veeleer bevat ieder organisme een hoeveelheid micronutriënten die afhankelijk is van zijn metabolisme en vaak ook van zijn ontwikkelingsstadium of leeftijd. Het is echter volledig fout micronutriënten bij de beoordeling van milieuproblemen buiten beschouwing te laten (Ministerie v. Volksgezondheid en Milieuhygiëne, 1982); een argumentatie van hun noodzakelijkheid moet het probleem van toxiciteit ten gevolge van een overmaat niet uit het oog verliezen. Om bioindicatie zinnig te kunnen toepassen is kennis van de behoefte aan zware metalen van soorten, populaties en individuen, en de variatie tussen de individuen van een populatie een vereiste. Met name de variatie in zware metalen tussen individuen is soms erg groot, waarbij voor ieder zwaar metaal een bepaalde verdeling aanwezig is. Plantesoorten met een hoge behoefte, zoals populieren t.a.v. zink (tabel 2), kunnen moeilijk als goede indicatoren gebruikt worden (Knabe, 1982), omdat het verschil tussen planten in 'schone' en in 'vervuilde' habitats erg klein is.

Bioindicatie t.a.v. zware metalen in het milieu heeft een meer dan tweeduizendjarige geschiedenis. Reeds in het oude Griekenland (Xenophon 355 v.C.) zijn verschillen in plantengroei voor het opsporen van ertsaderen gebruikt. Men kende zelfs de negatieve gevolgen van een overmaat aan zware metalen (Plinius Secundus 35 n.C.). Hoewel het begrip 'bioindicatie' voor het opsporen van een natuurlijk en antropogene overmaat aan zware metalen gebruikt wordt, wordt het in de meeste industrielanden tegenwoordig vooral in beperkende zin toegepast. Bovendien wordt in verband met het controleren en kwantificeren van milieuverontreiniging het begrip 'biomonitoring' (bewakingssysteem) gehanteerd.

Bioindicatie van een natuurlijke overmaat aan zware metalen

De oude vorm van bioindicatie wordt in gevarieerde vorm als biogeochemie nog steeds in Australië, Azië, Afrika en Amerika met veel succes toegepast voor het

opsporen van economisch interessante mineralen en elementen (Brooks, 1972). Populaire plantnamen zoals koperplanten (*Viscaria alpina* G. Don. in Skandinavië, *Becium homblei* Duvign. et Plancke in Centraal Afrika, *Polycarpaea spyrostyles* F. Muell. in Australië), nikkelbloem (*Dicoma niccolifera* Wild in Zimbabwe) of zinkviooltje (*Viola calaminaria* Lej. in Midden-Europa) en wetenschappelijke namen zoals de plantenfamilie van de Plumbaginaceae (loodplanten) wijzen op deze indicatoreigenschappen t.a.v. zware metalen. Naast het begrip 'indicatorplant' is op grond van de ophoping van grote hoeveelheden van zware metalen door sommige planten ook de zogenoemde 'hyperaccumulatorplant' gedefinieerd. Deze bevat meer dan 1 g zwaar metaal per kg droge stof.

Op grond van het gedrag van organismen op bodems met een natuurlijke overmaat aan zware metalen kunnen de volgende drie principes onderscheiden worden.

1. Bodems in de buurt van ertsaderen zijn – waar dan ook ter wereld - vrij van bomen en worden door een specifieke vegetatie gekenmerkt (Ernst, 1974). Daarom is het niet verwonderlijk dat bij een enorme milieuvervuiling met zware metalen in de buurt van bijvoorbeeld zink-, koper-, nikkel-, cadmium- en loodsmelterijen de bomen de levensvorm zijn die het snelst verdwijnt (Ernst et al., 1974). Door het onvermogen van bomen om metaalresistentie te ontwikkelen is bebossing van bodems met een overmaat aan zware metalen tot mislukken gedoemd, hoewel vele bosbeheerders dat graag anders zouden willen.
2. Aan het hoge zwaar-metaalgehalte gaat een lage vruchtbaarheid van planten op bodems met een overmaat aan zware metalen gepaard (fig. 1). Hoe dichter de planten bij de ertsaderen groeien, des te lager is de produktie van biomassa. Wanneer men de in het bodemwater aanwezige concentratie van zware metalen analyseert, dan lijkt er een biologische paradox te bestaan. Hoe hoger de wateroplosbare fractie van zware metalen, des te beter is de groei. De oplossing van deze schijnbare tegenspraak is dat niet de hoeveelheid aan zware metalen, maar de chemische toestand van deze elementen belangrijk is. Het blijkt dat een zwaar metaal minder toxisch is naarmate het meer aan organische stoffen gebonden is (Van der Werff, 1981). Een uitzondering hierop vormt kwik, waarbij dit verschijnsel andersom optreedt. De conclusie die voor de beoordeling van de toxiciteit van zware metalen getrokken moet worden, is dat naast de voor de organismen beschikbare hoeveelheid ook de vorm van het zwaar metaal in het milieu van het grootste belang is. Het bepalen van de totale hoeveelheid zware metalen in het abiotisch milieu is, zonder verdere analyse van de beschikbaarheid voor organismen, een nutteloze bezigheid. De kwaliteit van het zware metaal bepaalt de effecten van zijn kwantiteit.
3. Tenslotte is er de genetische aanpassing aan een overmaat aan zware metalen door basale veranderingen in de stofwisseling, dat wil zeggen evolutie van resistentie ten aanzien van zware metalen (Ernst, 1982b). Niet iedere plantesoort is in staat zulke aanpassingen tot stand te brengen. Hierdoor ontstaat op bodems met een overmaat aan zware metalen een specifieke vegetatie, waarbij deze habitats soms als refugia van plantesoorten kunnen dienen (fig. 2).

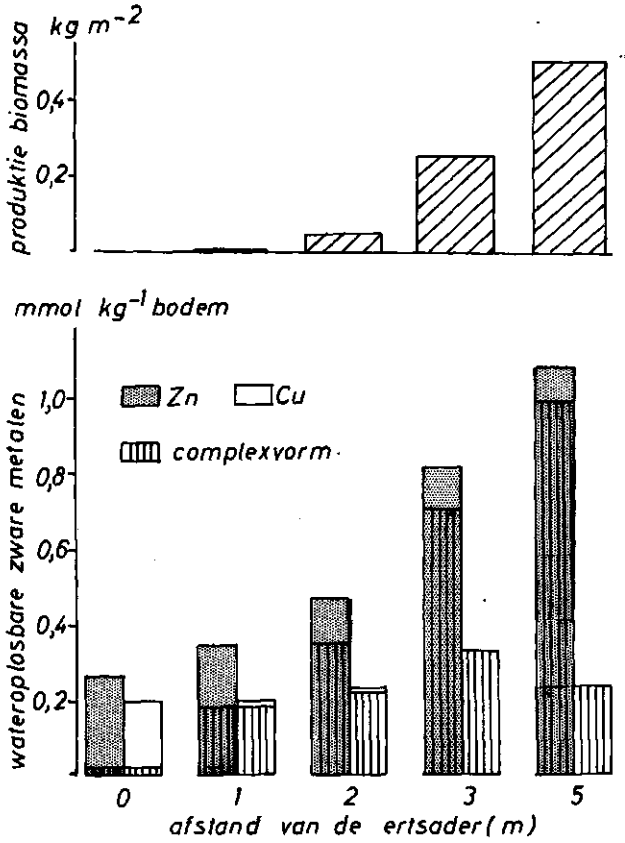


Fig. 1. Biomassa van de vegetatie en het gehalte aan water-oplosbare zware metalen in de bodem in de buurt van een ertsader in het koper-zink gebied van de Hartz.

Bioindicatie van een overmaat aan zware metalen, veroorzaakt door menselijk handelen

Slechts bij uitzondering, namelijk in gebieden met een natuurlijke overmaat en een antropogene overmaat aan zware metalen, kan de bovengenoemde specifieke vegetatie ook voor bioindicatie voor een door menselijk handelen veroorzaakte milieuvervuiling van dienst zijn, zoals in het geval van het zinkviooltje in Zuid-Limburg. Het feit dat deze beschermde plantesoort in Nederland is geïntroduceerd en zich heeft kunnen handhaven is te danken aan de vroeger regelmatige overstroming van het Geuldal met water uit de Belgische zink- en loodmijnen. Het achterwege blijven van deze overstromingen is de oorzaak van de achteruitgang van deze plantesoort; bemesting en beweiding (Westhoff et al., 1973) hebben hierbij nauwelijks invloed. Het zinkviooltje illustreert dat natuurbescherming veelal cultuurbescherming is.

Fig. 2. De zinkviooltje-plantengemeenschap (*Violetum calaminariae rhenanicum*) op zinkhoudende bodem bij Aken (indicatorvegetatie). De hoofdcomponenten van de vegetatie bestaat uit *Viola calaminaria,* Lej., *Thlaspi alpestre* L. ssp. *calaminare* (Léj.) Mgf., *Festuca ovina* L., *Achillea millefolium* L. en *Carex hirta* L.

In de meeste gevallen, met name in Nederland, vindt men een hoog gehalte aan zware metalen, dat is veroorzaakt door menselijke activiteit veraf van gebieden met een natuurlijke overmaat van deze elementen. Via de lucht kunnen zware metalen planten bereiken door emissies uit metaalverwerkende industrieën, uit energiebedrijven (vliegas) en door uitlaatgassen van voertuigen (zoals door lood verrijkte benzine). Via water worden zware metalen verspreid ten gevolge van overstroming van rivieren, zoals vroeger de Geul, de Dommel en de Neer en nu de Maas en de Rijn.. Ophoping van zware metalen treedt ook op via de bodem door het storten van riool- en industrieslib, het verwerken van mest uit bedrijven met toepassing van metaalhoudende voederadditiva en door het verspreiden van pesticiden en andere afvalprodukten van menselijk handelen.

Welke mogelijkheden bestaan er nu om planten te gebruiken als bioindicatoren voor het opsporen van zware metalen? Hierbij moet het opsporen niet een doel op zichzelf zijn (CBS, 1981), maar de resultaten moeten ook uitgewerkt en beleidsmatig in maatregelen ten behoeve van het milieu omgezet worden.

Tabel 3. Accumulatie van zware metalen uit aërosolen op de schors van drie boomsoorten in afhankelijkheid van de oppervlaktestructuur van het schors. De concentraties (mmol kg^{-1} droge stof) zijn aan schors bepaald, welke in december verzameld is op afstand van 1 m van een grote verkeersweg.

Boomsoort	Schors-oppervlak	IJzer	Zink	Mangaan	Lood
Juglans regia L.	glad	4,70±0,22	2,99±0,42	0,96±0,23	0,25±0,01
Quercus robur L.	ruw	17,91±5,37	4,44±1,15	1,18±0,09	0,57±0,15
Tilia platyphyllos Scop.	ruw	26.86±1,79	2,99±0,31	0,55±0,18	1,15±0,16

Fysische processen

Zware metalen kunnen in natte en droge vorm gedeponeerd worden op planten. In het westen en zuiden van Nederland worden grote hoeveelheden aan zware metalen in de lucht waargenomen, waarbij maximale hoeveelheden van 6,7 kg Zn ha^{-1} (RID-meetpunt Loenderveenseplas), 4,5 kg Fe ha^{-1} (RID-meetpunt Beerenplaat) en 0.4 kg Cu ha^{-1} (RID-meetpunt Eindhoven) de bodem kunnen bereiken (CBS, 1981). Bioindicatie kan lacunes in het Nederlandse meteorologische meetnet opvullen. Bladeren met ruwe, behaarde oppervlakten (bijvoorbeeld *Verbascum thapsus* L., *Carpinus betulus* L.) kunnen veel beter aërosolen vasthouden dan gladde bladeren (bijvoorbeeld *Fraxinus excelsior* L.) (Ernst, 1982a). Hetzelfde geldt ook voor de schors van bomen (tabel 3), welke in tegenstelling tot bladeren het gehele jaar als bioindicator aanwezig is. Ruwe schors van bijvoorbeeld eiken en linden is veel geschikter voor dit doel dan de gladde schors van bijvoorbeeld beuken en walnoten.

Hoe beter een plant aërosolen vast kan houden, des te meer werkt zij als filter. Dit fysische accumulatieproces heeft geen directe ecologische gevolgen. Indirect treedt echter door afspoeling van bladeren en door de jaarlijkse bladval aan de rand van heggen en bossen een ophoping van zware metalen op, zodat hier een verhoogde belasting van deze ecosystemen plaatsvindt. Bovendien loopt ten gevolge van deze accumulatie op en in de bodem, in de planten de achtergrond-concentratie door opname via de wortel (d.w.z. de concentratie *in* de plant) zodanig op, dat de fysische accumulatie (d.w.z. de concentratie *op* de plant) steeds minder betrouwbaar wordt.

Kationen-uitwisselingsproces in celwanden

Voor bioindicatie wordt er frequent gebruik gemaakt van de metaalbindende eigenschappen van celwanden (kationenuitwisselingscapaciteit). Hierbij worden waterstof-ionen of andere eenwaardige ionen door zware metalen vervangen. Epifyten zijn voor dit doel erg geschikt (zie het hoofdstuk van De Wit) omdat zij grote oppervlaktes en hoge kationenuitwisselingscapaciteiten bezitten (Nieboer et al., 1976). Ook pollenkorrels van open bloemen zoals Cruciferae, Rosaceae, Umbellife-

Tabel 4. Concentraties van zware metalen in stuifmeel van open bloemen (mmol kg^{-1} droge stof) en honing (mmol kg^{-1} vaste honing). De honing van *Aster tripolium* en *Taraxacum officinale* is afkomstig van Nederlandse imkers, die van *Helianthus annuus* is van buitenlandse afkomst.

	IJzer	Mangaan	Zink	Koper	Lood
Taraxacum officinale L. pollen (Amstelveen-weiland)	5,694	0,380	3,977	1,120	<0,002
Taraxacum officinale, pollen (wegberm Amsterdam-Buitenveldert)	7,797	1,047	8,412	1,018	1,500
Taraxacum officinale, honing	0,020	0,013	0,020	0,005	<0,002
Aster tripolium L., pollen (Schiermonnikoog)	2,431	0,074	1,470	0,540	<0,002
Aster tripolium L., pollen (Heerjansdam)	3,514	0,078	1,454	0,562	0,120
Aster tripolium, honing (Rijnmond)	0,018	0,015	0,026	0,006	0.027
Helianthus annuus L. pollen (Hoofddorp)	1,767	0,091	4,130	0,748	0,002
Helianthus annuus, honing	0,018	0,018	0,037	0,009	0,002

rae en Compositae kunnen enorme hoeveelheden zware metalen, m.n. lood vasthouden (tabel 4). Door het verzamelen van stuifmeel door bijen kunnen op deze manier zware metalen via de honing in de voedselketen van de mens terechtkomen (Ernst & Bast-Cramer, 1980). Helaas zijn pollenkorrels geen eenvoudig hanteerbare bioindicatoren, omdat zij reeds van nature een hoog gehalte van zware metalen kunnen hebben. Niettemin worden bijen in de Verenigde Staten als bioindicatoren gebruikt (zie het hoofdstuk van Ten Houten).

Fysiologische reacties op korte termijn

Wanneer planten in aanraking komen met een overmaat aan zware metalen, dan gedragen zij zich zoals bij de inwerking van andere stress-factoren. Altijd wordt eerst met behulp van veranderingen van de stofwisseling geprobeerd de stress op te vangen en te verwerken. Wanneer dit niet meer voldoende lukt, kunnen zichtbare fysiologisch-morfologische veranderingen optreden zoals chlorosen, necrosen en dwerggroei. Chlorosen zijn tot nu toe vooral bij een overmaat aan zink, nikkel en koper waargenomen (Ernst, 1974; De Haan, 1975); toch zijn deze symptomen niet specifiek voor een bepaald metaal. Zij kunnen ook door gebrek aan zware metalen (bijvoorbeeld ijzer) of macronutriënten (magnesium) veroorzaakt worden. Evenmin zijn necrosen metaalspecifiek; ook zij kunnen door een overmaat aan andere biotische factoren, bijvoorbeeld strooizout (Ernst & Feldermann, 1975) of gasvormige luchtverontreinigingen tot stand komen (Jacobson & Hill, 1970). Dwerggroei kan

een reactie van de plant of van plantedelen op eèn overmaat aan zware metalen zijn, maar een gebrek aan fosfaat kan hetzelfde verschijnsel tot stand brengen. Bij naaldbomen kan naast dwerggroei van naalden en boom het vroegtijdige verlies van de oudere naalden (2e t/m 5e jaarklasse) een indicatie van milieuverontreiniging zijn, zonder specifieke indicatie van de verontreinigende stof (Schubert, 1982).

De beste bioindicatie van een overmaat aan zware metalen op de korte termijn is de gewasanalyse, wanneer men voldoende rekening houdt met de basisbehoefte en de achtergrondconcentratie van planten in 'schone' gebieden met vergelijkbare bodemtypen. Bij punt- of bandvormige emissiebronnen neemt het gehalte aan zware metalen in de plant af wanneer de afstand tot de vervuilingsbron groter wordt (fig. 3). Toch moet men er hierbij op bedacht zijn dat het verband tussen de concentraties van zware metalen in het milieu en in de plant niet lineair hoeft te zijn, omdat zware metalen interacteren met vele compartimenten in het milieu.

Als voorbeeld van een interactie van zware metalen met de bodem en de planten kan het effect van koperen hoogspanningsleidingen genoemd worden. Onder invloed van hoge concentraties van luchtverontreinigingen verweren deze leidingen (Kraal & Ernst, 1976). Direct onder de leiding wordt het kopergehalte van de bodem

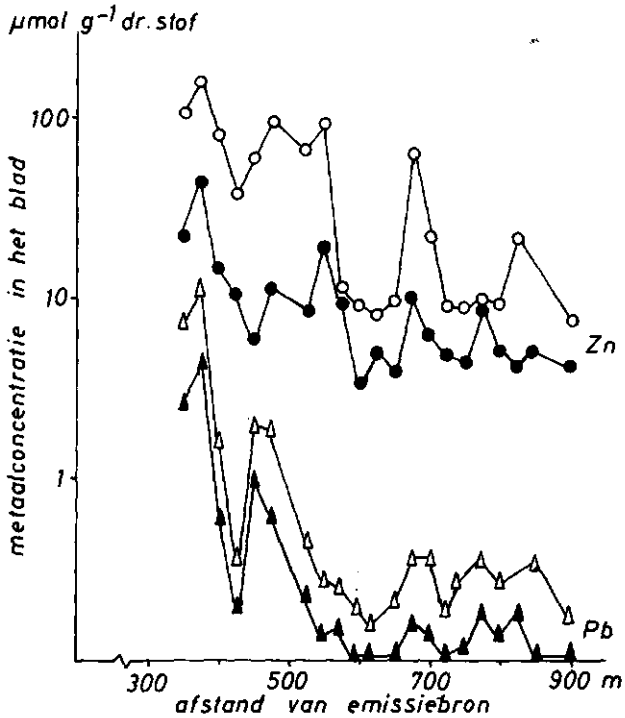


Fig. 3. De concentratie van zink en lood in chlorotische (open) en groene (gevuld) bladeren van *Agrostis tenuis* in afstand van de emissiebron van een zinksmelterij in Budel-Dorplein. (op grond van analysegegevens van J. Faber)

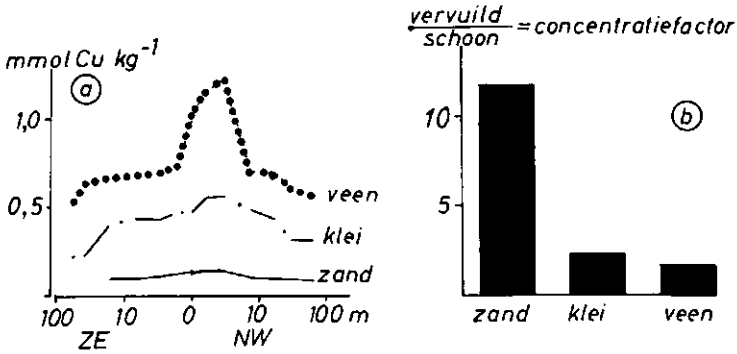


Fig. 4. Het kopergehalte in verschillende bodemtypen onder een hoogspanningsleiding (a) en de koper-concentratiefactor in de planten op deze bodem direct onder de leiding. (naar Kraal & Ernst, 1976)

verhoogd, van klei- en veengrond ten gevolge van hun hoge kationenbindingsvermogen. In zandgrond lijkt er niets te gebeuren (fig. 4). Wanneer men de bovengrondse delen van planten op deze habitats analyseert, zien we echter een volledig ander patroon optreden. De planten op de zandgrond bevatten veel meer koper dan de planten op klei- en veengrond. Voor vee is het kopergehalte in de bovenste plantedelen bepalend; schapen kunnen ten gevolge van de contaminaties al sterven (Hemkes & Hartmans, 1973). Voor de bodemorganismen is het ondergrondse gebeuren van belang. Bioindicatie als beoordelingsinstrumentarium heeft voor de effecten op de korte termijn steeds meer dan één organismengroep in het oog te houden.

Fysiologische en genetische reacties op lange termijn

Zoals al vermeld is bij de behandeling van vegetaties die voorkomen op bodems met een natuurlijke overmaat aan zware metalen, gaan aanpassingen aan een blijvende hoge hoeveelheid aan zware metalen gepaard met genetische veranderingen in populaties. Tengevolge van de langzame migratie van zware metalen door een bodemprofiel (Harmsen, 1977) neemt bij een permanente toevoer de hoeveelheid zware metalen in de bovenste bodemhorizonten toe. Daarom kunnen slechts die plantesoorten overleven, die een hoge behoefte aan zware metalen hebben, of in staat zijn een bepaalde resistentie tegen deze elementen te ontwikkelen. Op de lange termijn is het voor deze planten mogelijk, vanuit een stress-situatie (fig. 5) weer een nieuw ecologisch optimum voor de populatie op te bouwen. Ten gevolge van de fysiologische investering voor het resistentiemechanisme is de prestatie van de geadapteerde populatie in vergelijking met de populatie in situaties zonder deze stress minder (Ernst, 1983); vaak treedt een vermindering van de gewichtstoename van 20% op.

De toename van berken in hoogvenen is waarschijnlijk een indicatie van milieu-

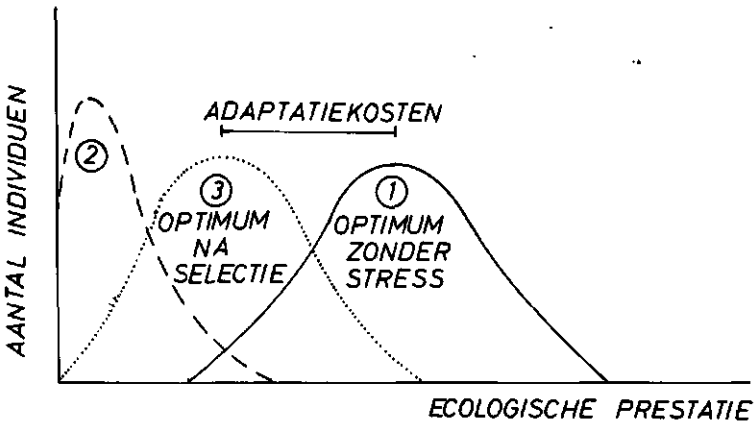


Fig. 5. De ecologische prestatie van een optimumpopulatie is normaal verdeeld. Onder kortdurende stress vermindert de prestatie en de populatie is scheef verdeeld. Bij lang aanhoudende stress komt ten gevolge van selectie van de resistente genotypen de populatie weer tot een nieuw optimum, maar door de fysiologische inspanning voor de resistentie is de prestatie minder. (naar Ernst, 1983)

vervuiling met een effect op de lange termijn. Berken kunnen zich slechts ontwikkelen wanneer de beschikbaarheid van zink in de bodem zo hoog is dat de berkebladeren tenminste 3,3 mmol Zn kg^{-1} droog blad bevatten. Aan deze eis wordt in een reeks van kleine hoogvenen (Oosteinderpoel, Zaandam) door de zinktoevoer via luchtverontreiniging in westelijk Nederland voldaan (CBS, 1981), met alle gevolgen van dien voor de instandhouding van deze ecosystemen.

Nog ingrijpender zijn genetische veranderingen bij planten, dieren en micro-organismen door vervuiling met zware metalen. De ontwikkeling van resistentie tegen een overmaat aan zware metalen in de bodem is zowel soortspecifiek als metaalspecifiek. De voor de landbouw minder gunstige grassoorten zoals *Agrostis tenuis* Sibth., *A. canina,* L., *A. stolonifera* L., *Festuca ovina* L. en *Deschampsia cespitosa* (L.) P.B. kunnen hoge resistenties tegen zink, nikkel, koper, cadmium en lood ontwikkelen. Met behulp van de techniek van de wortelgroei-meting in media met en zonder zware metalen, de 'rooting technique' (Wilkins, 1957) is het mogelijk een bioindicatie voor een lange termijneffect routinematig op te zetten. Voor kruiden staat de techniek van de incubatie van spruitcoupes in media met en zonder zware metalen, de zogenaamde 'vergelijkende protoplasmiek' (Ernst, 1982b), ter beschikking.

Reeds nu is bekend dat in Nederland niet alleen in de buurt van zinksmelterijen (Ernst, 1982a) en verzinkerijen, maar ook op bodems met een bemesting met koperhoudend varkensgier op de Veluwe populaties met een resistentie tegen bepaalde zware metalen aanwezig zijn. Dus het selectieproces ten aanzien van resistentie tegen zware metalen kan erg vlug, soms in minder dan 3 jaar verlopen. Door de ontwikkeling van resistente planten werd niet alleen de genetische potentie van plantesoorten veranderd (Verkleij, 1980), maar ook de gevoeligheid voor de stress-

factor verlaagd. Voor dieren, die veel moeilijker resistentie tegen zware metalen opbouwen (Joosse et al., 1981), kan dit verschil in resistentie-ontwikkeling catastrofale gevolgen hebben, zoals de massale sterfte van runderen en van paarden na het eten van planten met een hoog gehalte aan zware metalen laat zien (Donovan et al., 1969; Wagner & Siddiqui, 1973).

Eenvoudige bioindicatie van aan- of afwezigheid van organismen in een bepaald milieu is geen garantie voor een schoon milieu. Daarom heeft bioindicatie van zware metalen slechts één doel, namelijk het opsporen van de emissiebron om zodoende bestrijding van milieuvervuiling aan de bron mogelijk te maken. Wetenschappelijk is het nu geen probleem meer, bodems met een overmaat aan zware metalen met behulp van resistente planten weer te laten begroeien. Een grasland bestaande uit zink-, koper-, lood-, cadmium-, nikkel- en arsenicum-resistent gewoon struisgras op de zandgronden en kruipend struisgras op de klei- en veengronden, maar zonder vee – uitgezonderd de skeletten van door zware metalen vergiftige runderen – is zeker niet de gewenste toekomstvisie voor de landbouw. De top van de ijsberg is echter wel reeds te zien.

Conclusies

1. Bioindicatie met een voorspellende waarde moet de analyse van zware metalen in planten en bodem bevatten. In de bodem moet de kwaliteit en de kwantiteit van deze elementen onderzocht worden, om de doelmatigheid van bioindicatie te verhogen.
2. Bioindicatie moet ook de genetische veranderingen van plantenpopulaties bevatten om voorspellingen op de lange termijn te kunnen geven.
3. Bioindicatie is pas zinvol wanneer de gegevens beleidsmatig vertaald worden. Een opslag van de gegevens bij het CBS zonder adequate verwerking is een foutieve poging om de burger gerust te stellen.

Literatuur

Baumeister, W. & W. Ernst, 1978. Mineralstoffe und Pflanzenwachstum. G. Fischer Verlag, Stuttgart, New York, 416 p.

Brooks, R. R., 1972. Geobotany and Biogeochemistry in Mineral Exploration. Harper & Row Publishers, New York, Evanston, San Francisco, London, 290 p.

Centraalbureau voor de Statistiek-CBS, 1981. Voorlopige uitkomsten concentraties luchtverontreiniging April 1979 – Maart 1980. Voorburg, p. 159 – 160.

Donovan, P. P., D. T. Feeley & P. P. Canavan, 1969. Lead contamination in mining areas in Western Ireland. Journal for Science of Food and Agriculture 20: 43 – 45.

Ernst, W., 1972. Zink- und Cadmium-Immisionen auf Böden und Pflanzen in der Umgebung einer Zinkhütte. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft 85: 295 – 300.

Ernst, W., 1974. Schwermetallvegetation der Erde. G. Fischer Verlag, Stuttgart, 194 p.

Ernst, W. H. O., 1982a. Monitoring of particulate pollutants. In: L. Steubing & H. J. Jäger (Eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. W. Junk Publishers, The Hague, Boston, London, p. 121 – 128.

Ernst, W. H. O., 1982b. Schwermetallpflanzen. In: H. Kinzel (Ed.): Pflanzenökologie und Mineralstoffwechsel. E. Ulmer Verlag, Stuttgart, p. 472 – 506.
Ernst, W. H. O., 1983. Ökologische Anpassungsstrategien an Bodenfaktoren. Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft (in druk).
Ernst, W., W. Mathys, J. Salaske & P. Janiesch, 1974. Aspekte von Schwermetallbelastungen in Westfalen. Abhandlungen aus dem Landesmuseum für Naturkunde zu Münster in Westfalen 36 (2): 1 – 30.
Ernst, W. & D. Feldermann, 1975. Auswirkungen der Wintersalzstreuung auf den Mineralstoffhaushalt von Linden. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde 1975: 629 – 640.
Ernst, W. H. O. & W. B. Bast-Cramer, 1980. The effect of leadcontamination of soils and air on its accumulation in pollen. Plant and Soil 57: 491 – 496.
Haan, S. de, 1975. Land application of liquid municipal wastewater sludges. Journal of the Water Pollution Control Federation 47: 2707 – 2710.
Harmsen, K., 1977. Behaviour of heavy metals in soils. Agricultural Research Reports 866, Pudoc, Wageningen.
Hemkes, O. J. & Hartmans, 1973. Kopergehalte in gras en grond onder koperen hoogspanningsleidingen. Tijdschrift voor Diergeneeskunde 98: 446 – 449.
Jacobson, J. S. & A. C. Hill (Eds.), 1970. Recognition of air pollution injury to vegetation: A pictorial atlas. Air Pollution Control Association, Pittsburgh, Pennsylvania.
Joosse, E. N. G., K. J. Wulffraat & H. P. Glas., 1981. Tolerance and acclimation to zinc of the isopod Porcellio scaber Latr. In: W. H. O. Ernst (Ed.): Heavy metals in the environment. Proceedings of an international conference, Amsterdam 1981. CEP Consultants, Edinburgh, p. 425 – 428.
Knabe, W., 1982. Monitoring of air pollutants by wild life plants and plant exposure: Suitable bioindicators for different immision types. In: L. Steubing & H. J. Jäger (Eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London, p. 59 – 72.
Kraal, H. & W. Ernst, 1976. Influence of copper high tension lines on plants and soils. Environmental Pollution 11: 131 – 136.
Ministerie van Volksgezondheid en Milieuhygiëne, 1982. Milieutoxicologische aspecten van het gebruik van veevoederadditiva en therapeutica. Persistentie in dierlijke excrete en milieu. Bodembescherming. Deel 4. Staatsuitgeverij, Den Haag.
Nieboer, E., K. J. Puckett & B. Grace, 1976. The uptake of nickel by Umbilicaria muhlenbergii: a physicochemical process. Canadian Journal of Botany 54: 724 – 733.
Schubert, R., 1982. Selected plant bioindicators used to recognize air-pollution. In: L. Steubing & H. J. Jäger (Eds.): Monitoring of air pollutants by plants. Methods and problems. W. Junk Publishers, The Hague/Boston/London, p. 47 – 51.
Verkleij, J., 1980. Isoenzyme variation in pioneer species from ecologically different habitats. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.
Wagner, K. H. & I. Siddiqui, 1973. Schwermetallkontamination durch industrielle Immissionen. Naturwissenschaften 60: 161.
Werff, M. van der, 1981. Ecotoxicity of heavy metals in aquatic and terrestrial higher plants. Proefschrift, Vrije Universiteit Amsterdam.
Westhoff, V., P. A. Bakker, C. G. van Leeuwen, E. E. van der Voo & I. S. Zonneveld, 1973. Wilde planten. Flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 3: De hogere gronden. Vereniging tot Behoud van Natuurmonumenten in Nederland, p. 343 – 344.
Wilkins, D. A., 1957. A technique for the measurement of lead tolerance in plants. Nature (Lond.) 180: 37 – 38.
Wilson, E. D., K. H. Fisher & P. A. Carcia, 1979. Principles of Nutrition. 4th ed. John Wiley & Sons, New York/Chichester/Brisbane/Toronto, 607 p.

Bodemfauna en bodemmicroflora als mogelijke indicatoren van bodemverontreiniging

H. Eijsackers

Inleiding

In de discussie rond bodemverontreiniging komen frequent de begrippen bodemkwaliteit en indicatoren aan de orde. Toch is lang niet altijd duidelijk wat daaronder precies wordt verstaan. Dit hangt ten dele samen met het feit dat bodembiologisch onderzoek op zich een betrekkelijk jonge tak van wetenschap is en het onderzoek naar het gebruik van indicatoren zeer recent is gestart.

Het onderzoek naar indicatoren van aantasting van bodemkwaliteit door verontreiniging heeft daarom nog slechts beperkte resultaten opgeleverd. Dit betreft o.a. onderzoek naar de verschuiving van soorts- en activiteitspatronen onder invloed van bestrijdingsmiddelen en zware metalen, naar de toe- of afname van bepaalde bodemfauna-soorten die een algemene indicatie geven van bodemverontreiniging en naar bodemdieren die verontreinigende stoffen specifiek accumuleren.

Aan dit begrippenkader en aan enkele onderzoeksresultaten zal in dit hoofdstuk nader aandacht worden geschonken.

Wat is bodemkwaliteit?

Hoewel kwaliteit een zeer gevoelsmatig begrip is, kan het worden omschreven als: het stelsel van eigenschappen dat de minimale waarden aangeeft waarbij een evenwichtig bodemleven in samenhang met de daarbij behorende abiotische factoren kan functioneren. Het 'stelsel van eigenschappen' betreft zowel abiotische als biotische eigenschappen. Vonk noemt deze eigenschappen in zijn hoofdstuk, hierop kom ik nog terug. Verder worden 'minimale' waarden genoemd, omdat in relatie tot verontreiniging bodemkwaliteit een minimumgrens moet hebben. Komt men daaronder, dan kan het gestelde doel – het functioneren van een evenwichtig bodemleven – niet worden gerealiseerd. Boven deze minimumgrens zal de bodemkwaliteit variëren naar gelang de aard en het ontwikkelingsstadium van het betreffende bodemecosysteem. Onder 'evenwichtig bodemleven' versta ik een bodemleven dat zich op die plaats ongestoord heeft kunnen ontwikkelen in relatie tot het daarbij behorend bodemtype. Kernpunt van dit geheel is echter 'het functioneren van het bodemleven' of algemener gezegd: het functioneren van bodemecosysteemprocessen. Deze bodemecosysteemprocessen omvatten met name:

- de afbraak van organisch materiaal tot plantevoedingsstoffen,

- het (mede) creëren en handhaven van een goede bodemstructuur,
- het zuiveren van grondwater.

Onze voornaamste zorg moet de bedreiging van de bodemkwaliteit zijn en indicatoren verschaffen vooral dáárover aanwijzingen, hoe belangrijk de aantasting van de indicator zelf op het eerste gezicht ook moge lijken. Bij de discussie over milieuverontreiniging lijkt men wel eens te vergeten dat indicatoren middel zijn en geen doel.

Er wordt ook wel gesteld dat beter de verontreiniging of de ingreep zelf gemeten kan worden. Daarbij geldt opnieuw dat het primair gaat om bodemkwaliteit (het ongehinderd functioneren van het bodemleven) wat het beste aan het bodemleven zelf gemeten kan worden.

Voor de continuïteit van stoffenkringlopen in terrestrische ecosystemen is vooral de afbraak van organisch materiaal van belang. De bodemfauna zorgt hierbij voor de eerste mechanische afbraak (fragmentatie), waarna de microflora voor de verdere chemische afbraak (mineralisatie) zorgt. Bodemfauna en bodemmicroflora doen dit in onderlinge wisselwerking en afwisseling. Uit recente onderzoekingen is naar voren gekomen dat microben-etende bodemdieren ook een belangrijke rol spelen bij de mineralisatie van N, C, P, S en K.

Bodemademhaling (de mineralisatie van organisch materiaal) wordt veel gehanteerd als maat voor de activiteit van de microflora. Bodemademhaling is het totaalresultaat van een groot aantal verschillende enzymatische afbraakprocessen. Om de invloed van verontreiniging op de bodemmicroflora te meten kunnen ook enzymprocessen uit verschillende kringlopen worden genomen: urease en protease (N-mineralisatie), fosfatase (P-mineralisatie), arylsulfatase (S-mineralisatie), β-glucosidase (cellulose-afbraak).

De bodemfauna omvat zowel hele kleine dieren (mijten en springstaarten van $< 0{,}2 - 2$ mm) als grotere dieren (regenwormen > 20 cm); de meest gebruikelijke indeling is naar grootte. Onder de bodemmicroflora vallen de bacteriën, schimmels, actinomyceten en algen.

Relatie tussen bodemleven en bodemtypen

Om iets te kunnen zeggen over de aantasting van de bodemkwaliteit zal meer inzicht in het bodemleven in relatie tot het bodemtype een eerste vereiste zijn. De bodem wordt gekenmerkt door grote lokale variaties en door geringe fluctuaties van de milieuomstandigheden in de loop van de tijd. Daarmee zijn de uitgangspunten verschaft voor de ontwikkeling van een rijk bodemleven, die duidelijk lokale variatie vertoont. Dit is gekoppeld aan het bodemtype (Anderson, 1975). Voor een reeks bodemtypen – van Mor met een geringe biologische activiteit tot Mull met een hoge activiteit – zijn deze verschillen door Wallwork (1970) schematisch aangegeven in tabel 1.

Door met name Russische onderzoekers (o.a. Ghilarov, 1978) wordt al vele jaren gepleit voor het gebruik van bodemdieren als indicator van bepaalde bodemtypen. Dit heeft echter bezwaren. Eén daarvan is, dat – in tegenstelling tot de wat statische

Tabel 1. Reeks van humustypen en daaraan gerelateerde abiotisch en biotische eigenschappen. (Naar Wallwork, 1970.)

	MOR →	MODER →	MULL
	zure pH →		neutrale tot licht alkalische pH
	toenemende kruimelstructuur (organisch-mineralogische complexen) →		
	toename bacteriën, afname schimmels →		
afnemend belang ↓	mijten en springstaarten	mijten, springstaarten en insektelarven	regenwormen
	insektelarven en miljoenpoten	miljoenpoten	miljoenpoten en insektelarven
	regenwormen	regenwormen en pissebedden	mijten en springstaarten
	pissebedden		

indruk die tabel 1 zou kunnen wekken – de bodemfauna binnen een bodemtype verschillen in samenstelling en ruimtelijke verdeling vertoont. Dit is afhankelijk van profiellaag, seizoen, tijdstip van de dag, breedtegraad en hoogtelijn. Deze verschillen stellen hoge eisen aan de nauwkeurigheid van de bemonstering en aan de interpretatie van de gevonden verschillen. De gegevens die momenteel beschikbaar zijn, hebben dan ook grotendeels betrekking op proefveldonderzoek.

Willen we een stap verder gaan naar de natuurlijke veldsituatie, dan zal eerst de ongestoorde uitgangssituatie nauwkeurig beschreven moeten worden. Voor de abiotische eigenschappen is door Edelman (1983) een begin gemaakt met analyse van een dertigtal chemische elementen in de bodem van veertig natuurterreinen in Nederland. Dit onderzoek zou aangevuld kunnen worden met een studie naar het bodemleven in verschillende bodemtypen om te komen tot een meer ecologisch gerichte typering van de Nederlandse bodem; vooralsnog is dit toekomstmuziek.

Behalve deze problemen en beperkingen van onderzoek naar effecten van bodemverontreiniging zijn er ook pluspunten, die voortvloeien uit de biologische rijkdom van de bodem. Plus- en minpunten zijn hieronder samengevat:

+ bodemverontreiniging is vaak lokaal en persistent, waardoor de kans op veranderingen bij bodemorganismen groot is,

+ de bodem heeft een grote biologische rijkdom, waardoor de mogelijkheid tot het vinden van gevoelige soorten groot is,

– bodemtypen vertonen onderling aanzienlijke variatie, hetgeen doorwerkt in de samenstelling van het bodemleven en het fysisch-chemisch gedrag van verontreinigingen,
– het onderzoek vindt over het algemeen plaats met indirecte methoden, directe observatie is vrijwel niet mogelijk.

Omschrijving indicatoren

Indicatoren zijn organismen die specifiek reageren op aantasting van de bodemkwaliteit door hun aan- of afwezigheid, door veranderingen van bepaalde eigenschappen of activiteiten van deze organismen of door een verhoogd gehalte van een verontreinigende stof in het organisme.

Indicatoren moeten een ontoelaatbare aantasting van die bodemkwaliteitseigenschappen gemakkelijk, gevoelig, snel en zonder veel kosten aantonen.

Aan indicatoren worden vele eisen gesteld. Daarbij zoekt men naar processen, soorten of groepen van soorten die ieder specifiek en differentiërend reageren op alle verschillende vormen van bodemingrepen en -verontreinigingen. Dat dit onmogelijk is zal iedereen beamen. Het lijkt soms of men op zoek is naar een thermometer die niet alleen aangeeft dat de patiënt verhoging heeft, maar ook door welke aandoening dat veroorzaakt wordt.

Het lijkt daarom praktisch een onderscheid te maken tussen:
– groepen van indicatorsoorten die door specifieke verschuivingen van de soortensamenstelling aanwijzingen geven voor de aanwezigheid of de effecten van één of enkele, duidelijk gedefinieerde toxische stoffen,
– individuele indicatorsoorten die meer globaal aangeven dàt er iets mis is in de bodem waarna deze constatering nader onderzocht kan worden via gerichte chemische analyses en dosis-effect-studies.

Een vraag die zich veelal voordoet is, of uitgegaan moet worden van de algemeen voorkomende soorten, of van minder talrijke soorten. Zyromska-Rudzka (1977) vond dat minder talrijke soorten gevoeliger reageren op kunstmest dan talrijke soorten. Freckman et al. (1980) vonden dat een soortenrijke nematodenpopulatie gevoeliger voor een nematicide was dan een soortenarme populatie. Bij het zoeken naar indicatorsoorten is het probleem daarom het zoeken van een evenwicht tussen talrijke soorten – want die kunnen overal op statistisch verantwoorde wijze worden bemonsterd – en minder talrijke soorten – die gevoeliger reageren. Voor bouwland geldt daarbij dat men te maken heeft met een reeds geselecteerde populatie; bouwland wordt gekarakteriseerd door een soortenarme, individuenrijke populatie.

Verschuivingen in de soortensamenstelling als indicatie van verontreiniging

Soortensamenstelling meso-arthropoden

Een klassiek voorbeeld van verschuivingen in de soortensamenstelling onder invloed van een bestrijdingsmiddel is dat van de verhouding springstaarten/roofmijten door DDT. De sterke reductie van de Gamaside-roofmijten ging samen met een aantalstoename van de saprofage en fytofage springstaarten (Van de Bund, 1965). Naast deze vrij globale verschuiving vertoonden enkele soorten een specifieke reactie; zo wordt volgens Van de Bund (1965) de grootte van het DDT-residu o.a. geïndiceerd door de aan- of afwezigheid van *Tullbergia krausbaueri* (= *Mesaphorus krausbaueri* (Börner)), *Isotomina bipunctata* (Axelson) en *Isotomodes productus* (Axelson).

Gegevens van dergelijke verschuivingen voor andere bestrijdingsmiddelen laten zien dat indeling op het orde- of superfamilie-niveau minder onderscheidend vermogen heeft dan indeling op soortenniveau.

Dit wordt geïllustreerd in tabel 2 met de resultaten van het onderzoek van Hoy (1980) naar de invloed van lindaan op meso-arthropoden (bodemarthropoden van 2 - 20 mm). Hieruit blijkt dat onderverdeling tot families of soorten sneller (een kortere periode na bespuiting), gevoeliger (bij een lagere hoeveelheid) en duidelijker (hogere aantalsreducties af te leiden uit de overschrijdingswaarden) de opgetreden verschillen aangeeft dan bij hantering van de orde (Cryptostigmata). Dat het gebruik van dergelijke grote taxonomische eenheden zelfs tot foutieve interpretaties kan

Tabel 2. Effect van lindaan in twee concentraties na 45, 141 en 381 dagen, uitgedrukt als percentage vermindering t.o.v. controle, (+ duidt op vermeerdering) op Cryptostigmata als groep en als afzonderlijke soorten (Hoy, 1980).

	1,13 g lindaan per m² bodem			11,3 g lindaan per m² bodem		
	45 d	141 d	381 d	45 d	141 d	381 d
Cryptostigmata	52*	34	62*	67**	79	83**
Aphelacarus acarinus	79	97**	99**	99**	97**	99**
Eremaeus sp.	64	75*	89**	84**	99**	100**
Eobrachythonius sp.	96**	–	95	97**	–	100
Eremaeus stiktos	58	–	51	91	–	94
Zachvatkinibates sp.	92	81	–	98*	100*	–
Epidamaeus sp.	+117	38	65	60	93*	98*
Autogneta sp.	56	54	52	38	87*	98*
Sphaeorchthonius sp.	6	25	73	12	71	85*
Opiella nova	+200	9	9	66	53	78
Scheloribates sp.	36	+108	+172	49	45	+160

* = $P \leqslant 0{,}05$, ** = $P \leqslant 0{,}01$.

Tabel 3. Significante toe- of afname van aantallen van verschillende mesoarthropoden na bespuiting met zes verschillende bestrijdingsmiddelen. (Naar Smith et al., 1980.)

	Diazinon	Fenitrothion	Malathion	Methoxychlor	Carbaryl	Mexacarbate
Astigmata						
Tyrophagus dimidiatus	−	+	+	+	−	0
Rhizoglyphus rotundatus	−	−	0	+	+	−
Prostigmata						
Tarsonemus randsi	+	+	0	0	+	+
Stigmaeus sphagneti	−	0	0	−	0	−
Nanorchestes collinus	0	0	−	0	+	+
Scutacarus lapponicus	+	+	0	−	0	+

leiden lieten Edwards & Brown (1982) bij regenwormen (zie pag. 127) zien.

Dat er mogelijkheden zijn om op basis van reacties van verschillende soorten tot een onderscheid van bestrijdingsmiddelen te komen en soorten als indicatoren te gebruiken, laat het onderzoek van Smith et al. (1980) zien (tabel 3). Het patroon van toenemend, afnemend of gelijkblijvend aantalsniveau vertoont bij de verschillende prostigmate mijten per bestrijdingsmiddel een specifiek karakter.

Een bezwaar van deze benadering blijft dat dergelijke verschuivingen moeten worden gerelateerd aan controlewaarnemingen in dezelfde grondsoort of dat bekend moet zijn wat de natuurlijke (niet verstoorde) aantalsniveaus van de verschillende soorten zijn in verschillende grondsoorten.

Het is de vraag of het mogelijk is voor alle in Nederland toegelaten bestrijdingsmiddelen (begin 1979 waren dit 289 werkzame stoffen) dergelijke 'profielen' van soortsverschuivingen te maken. Voor de meest gebruikte bestrijdingsmiddelen verdient een dergelijke aanpak niettemin aanbeveling; de kosten en de gevoeligheid van een dergelijk onderzoek behoeven niet onder te doen voor chemische analyses.

Regenwormen als indicatoren

Regenwormen zijn van belang als indicatoren omdat zij:
- een belangrijke bodemfaunagroep vormen (80% van de totale biomassa van de bodemfauna),
- een duidelijke invloed hebben op de strooiselafbraak en de bodemstructuur,
- veel grond of strooisel opnemen en daardoor in contact komen met grote hoeveelheden van de daarin aanwezige stoffen,
- door hun graafgedrag door de bovenste bodemlagen (afhankelijk van de soort 35 à 100 cm) een 'geïntegreerd' beeld van de belasting van het bodemprofiel geven.

Op welke wijze regenwormen gebruikt kunnen worden, zal worden toegelicht aan onderzoek over de effecten van verschillende soorten bemesting op regenwormsoorten. Aan de hand van effecten van varkensmest zal nader worden aangegeven

hoe proefveldonderzoek moet worden aangevuld met enerzijds laboratoriumonderzoek en anderzijds praktijkonderzoek. Daarna zal met enkele voorbeelden van effecten van zuiveringsslib, vliegas en radioactieve stoffen worden aangegeven dat regenwormen mogelijk ook bij andere verontreinigingen als globale indicator gebruikt kunnen worden.

Invloed bemesting

De negatieve invloeden van bemesting vormen al vele jaren een punt van zorg in het Nederlandse natuurbeheer. Voederadditieven (antibiotica, koper) zouden daarnaast verontreinigingsverschijnselen kunnen geven. Inventarisatie van een proefveld op zandgrond waar ongeveer tien jaar bemest is met dierlijke meststoffen (varkensdrijfmest, kippedrijfmest, kalverdrijfmest en kippestrooiselmest) en kunstmest (NPK en Kas) leverde de resultaten zoals vermeld in tabel 4. Bij toediening van varkensdrijfmest verschuift de soortensamenstelling van de drie meest voorkomende soorten ten nadele van *Allolobophora caliginosa* (Savigny). Dit wordt veroorzaakt door de achteruitgang van de aantallen van deze soort. Ook bij kippedrijfmest vermindert het relatieve aandeel van deze soort; in dit geval door de toename van *Allobophora rosea* (Savigny) en *Lumbricus rubellus* Hoffmeister. Bij kalverdrijfmest en kippestrooiselmest is sprake van een achteruitgang van *A. rosea* (Ma, 1983).

De noodzakelijkheid van een dergelijke opsplitsing naar afzonderlijke soorten lieten Edwards & Brown (1982) zien. Bij jaarlijkse bespuitingen van benomyl op grasland vertoonde de totale regenwormpopulatie een karakteristiek herstelpatroon waarbij de totaal aantallen na 12 maanden op het niveau van vlak voor de bespuiting

Tabel 4. Aantalspercentages van de drie in de graslanden met verschillende bemestingen meest voorkomende wormesoorten. (Naar Ma, 1982.)

	Varkensdrijfmest (ton/ha per jaar)			Kippedrijfmest (ton/ha per jaar)			Kalverdrijfmest (ton/ha per jaar)		
	10	30	50	12	36	60	10	30	50
Allolobophora caliginosa	69	75	25	53	66	39	60	74	83
Allolobophora rosea	22	23	54	44	24	35	37	20	10
Lumbricus rubellus	9	1	21	3	10	26	3	6	7
	Kippestrooiselmest (ton/ha per jaar)			NPK (Kg N/ha per jaar)			Kas (KgN/ha per jaar)		
	10	30	50	0	200	400	0	100	400
Allolobophora caliginosa	63	66	79	100	72	79	71	47	60
Allolobophora rosea	32	17	16	0	11	15	28	35	20
Lumbricus rubellus	5	17	6	0	17	6	0	18	20

waren (fig. 1). Er leek geen lange termijneffect te zijn. Opsplitsing per soort onthulde echter dat de oorspronkelijke dominante *Lumbricus terrestris* Linnaeus na de eerste bespuiting verdwenen was en niet meer teruggekeerd was. Een aantalstoename van *Lumbricus festivus* (Savigny) zorgde ervoor dat de totale aantallen regenwormen op eenzelfde niveau bleven.

Bij varkensdrijfmest speelt het voederadditief koper een belangrijke rol. Koper komt voornamelijk via varkensdrijfmest, 61% van totale immissie (Paul et al., 1981), in de Nederlandse bodem terecht. Daarom is nader onderzocht:
- welke vorm(en) van koper toxisch is (zijn) voor regenwormen,
- welke regenwormsoorten gevoelig zijn voor koper,
- in welke mate de in proefvelden geconstateerde achteruitgang onder praktijkomstandigheden optreedt.

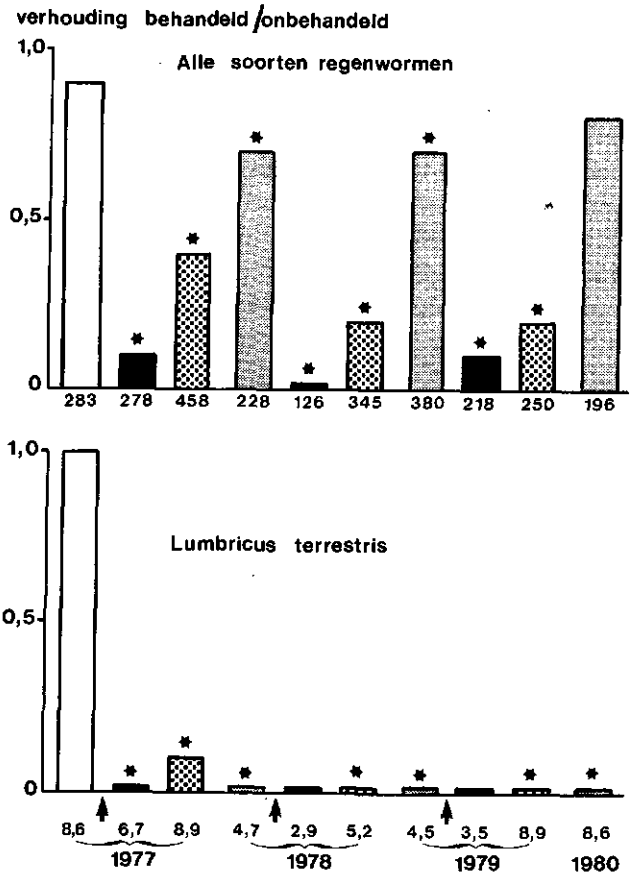


Fig. 1. Aantallen van alle regenwormsoorten en van de soort *Lumbricus terrestris* 1 maand (zwart), 6 maanden (gestippeld) en 12 maanden (grijs) na een driejaarlijkse bespuiting (pijlen) met benomyl 5 kg.ha^{-1} a.i. De aantallen zijn uitgedrukt als verhouding t.o.v. de uitgangspopulatie (wit). *p = 0,01. (naar Edwards & Brown, 1982)

In laboratoriumproeven is het effect van koper toegediend via varkensdrijfmest groter dan met een overeenkomstige hoeveelheid $CuSO_4$ (Jol, 1978), waarschijnlijk doordat het koper dan grotendeels gebonden is aan organische eiwitcomplexen die door regenwormen worden opgenomen.

In een veldproef met CuS en $CuSO_4$ (9 kg/ha gedurende 2 of 4 jaar) bleken beide verbindingen een aanzienlijke vermindering van de wormenpopulatie te veroorzaken, waarbij $CuSO_4$ een wat groter effect had (Ma, 1983).

Om inzicht te krijgen in de gevoeligheid van verschillende wormesoorten zijn laboratoriumproeven gedaan. Juveniele exemplaren van *A. caliginosa* en *L. rubellus* vertoonden in een simpele water-immersietoets weinig verschil in gevoeligheid voor $CuCl_2$ (Ma, 1983). In een standaardgrond-toets bleek *A. caliginosa* niet gevoeliger te zijn dan vijf andere soorten (*Allolobophora chlorotica* (Savigny), *Allolobophora longa* (Ude), *Eisenia foetida* (Savigny), *L. rubellus* en *L. terrestris*) bij hantering van de parameters sterfte, coconproduktie, bladconsumptie en gewichtsverandering. Wel gingen de wormen van *A. caliginosa* en *A. longa* bij toevoeging van koper in diapauze (Van der Toorn, 1982). Over korte termijn kan de worm zich via deze rusttoestand onttrekken aan beïnvloeding door het middel, op lange termijn zal een dergelijke diapauzetoestand niettemin fataal zijn.

De hierboven beschreven situaties betroffen proefopstellingen waarbij er geen andere variabelen dan de toegevoegde stof waren. Onder praktijkomstandigheden zullen verschillen in hoeveelheden varkensdrijfmest echter samengaan met verschillen in beheersmaatregelen (grondwaterstand, aantal jaren tussen bemonstering en laatste grondbewerking, opgebrachte andere mestsoorten) en andere omgevingsfactoren (bodemtype, vegetatiesamenstelling). Door J. Marinissen (1980) is op bedrijven op de Veluwe onderzoek uitgevoerd, waarbij door gebrek aan beheersgegevens alleen een kwalitatief beeld werd verkregen. *A. caliginosa* reageerde het gevoeligst en was bij aanzienlijke varkensmestgiften niet of nauwelijks meer aanwezig.

Vliegas, zuiveringsslib en radioactieve stoffen

Op een vliegasstortplaats is door Lourijsen (1982) en Mentink (1982) nagegaan hoe de natuurlijke kolonisatie van bodemdieren verloopt en hoe de overleving is van ingebrachte regenwormen. Van de ingebrachte wormen werd *A. caliginosa* nauwelijks teruggevonden, terwijl *L. rubellus* zich behoorlijk handhaafde. In jonge as (1 tot 4 jaar geleden gestort) verscheen *Dendrobaena rubida* (Savigny) als eerst regenwormsoort, gevolgd door *L. rubellus*. Oudere as (5 tot 20 jaar geleden gestort) bevatte ook de soorten *Eiseniella tetraëda* (Savigny), *Lumbricus castaneus* Savigny en *Allobophora chlorotica*. Mogelijk speelt de veranderde pH (vliegas heeft een hoge pH) tijdens de verwering van de as een rol bij de kolonisatie. Vliegas bevat ook veel zware metalen. Meyer (1981) vond dat de hoeveelheid Cu in vliegas toxisch kan zijn en Al mogelijk een antagonistische invloed daarop heeft.

Een proefveld dat vier jaar met zware metalen verontreinigd zuiveringsslib ge-

kregen had (0,6, 12 of 18 ton/ha per jaar) vertoonde een afname van de wormenpopulatie bij een toenemend slibniveau. Er trad een verschuiving op van de verhouding *A. caliginosa:L. rubellus* van 52% - 48% bij onbehandeld naar 27% - 73% bij 18 ton/ha per jaar. Naast koper spelen hier waarschijnlijk ook andere zware metalen een rol (Ma, 1982).

Onderzoekingen met Sr^{90}, Cs^{137}, Th^{234} en Ra^{226} (Ghilarov & Krivolutsky, 1971; Krivolutsky, 1980; Krivolutsky et al., 1980) hebben aangetoond dat van alle bodemdieren regenwormen in het bijzonder gevoelig waren voor de verhoogde radioactieve straling. In het laboratorium werd eveneens een grotere gevoeligheid van regenwormen dan andere bodemdieren geconstateerd.

Accumulatie van zware metalen

Behalve door hun aan- of afwezigheid kunnen regenwormen ook via de accumulatie van een stof als indicator, eigenlijk accumulator, optreden.

Uit laboratoriumproeven was gebleken (fig. 2) dat Pb en Ni weinig worden opgenomen, dat Cu gaat accumuleren boven een bepaalde hoeveelheid (waarschijnlijk wordt het regulatiemechanisme dan ontoereikend) en dat Zn en Cd accumuleren (Ma, 1983). In de omgeving van Budel-Dorplein zijn op toenemende afstand van de voormalige verontreinigingsbron (de huidige zinkfabriek loost vrijwel geen zware metalen meer) monsters van grond en wormen genomen. Daarbij was er een lineair verband tussen de logaritme van de afstand en de logaritme van het bodemgehalte aan Cd, Zn, Pb en Cu. De mate van accumulatie door de regenwormen, uitgedrukt in concentreringsfactor CF, werd bij Cd, Zn en Pb beïnvloed door de zuurgraad. Een afnemende pH ging gepaard aan een toenemende opname. Deze CF was voor Cd en Zn groter dan één, dat wil zeggen dat het gehalte in de worm groter was dan in de grond. Bovendien is deze factor voor Cd en Zn afhankelijk van de concentratie in de grond. Bij lage gehalten in de grond is de CF groter dan bij hoge gehalten. Deze

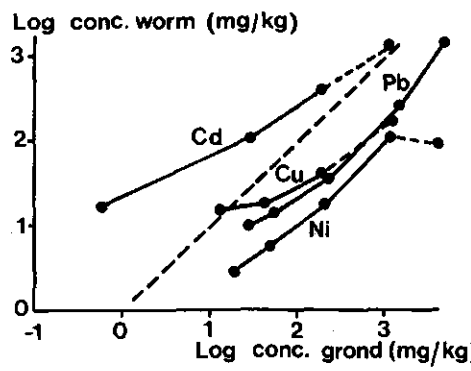


Fig. 2. Accumulatie van verschillende zware metalen in *Lumbricus rubellus* in zavelgrond na een verblijfsduur van 12 weken (getrokken lijn) of van 6 weken (gestippelde lijn). Tevens is de lijn aangegeven waarbij de gehalten in grond en worm even groot zijn. (naar Ma, 1983)

waarnemingen hebben echter alleen betrekking op zandige of lemige zandige gronden.

Een tweede serie waarnemingen over de relatie tussen bodemeigenschappen en accumulatie is opgezet in een proefveld met zes verschillende gronden (rivierklei, zeeklei, zavel, dalgrond, zandontginningsgrond en esgrond) waarop regelmatig stadsvuilcompost was gebracht. In deze compost kwamen verschillende zware metalen voor. Van Cu, Cd, Zn, Pb, Ni en Cr is de CF nagegaan in relatie tot zuurgraad, organische stofgehalte en de CEC (kationenuitwisselingscapaciteit, Engels: cation exchange capacity). Uit tabel 5 blijkt dat er, met uitzondering van Cr, bij alle metalen een negatieve correlatie is tussen de CF en de CEC. Voor Cd, Cu, Pb en Ni is er eveneens een negatieve correlatie tussen CF en pH, terwijl er alleen voor Cu een relatie is tussen de CF en het organische-stofgehalte. Dit houdt in dat bijvoorbeeld de afname van de CEC samengaat met een toename van de accumulatie.

Op grond van deze gegevens kan nagegaan worden in welke mate de verschillende zware metalen in de verschillende gronden in regenwormen zullen accumuleren en zodoende doorgegeven zullen worden in voedselketens. Regenwormen zijn een belangrijke voedselbron voor vogels en zoogdieren. Daarnaast kan het ons enig houvast geven bij het bestuderen van het probleem van de invloed van 'zure regen' op de opneembaarheid van zware metalen. Voor de praktische toepassing als indicator van de aanwezigheid van zware metalen – dit staat los van het indiceren van de effecten van zware metalen – lijken wormen met name voor cadmium zeer geschikt. Wormen hebben een veel hoger gehalte dan de omringende grond (rond bijvoorbeeld Budel-Dorplein 100 – 200 mg/kg Cd in wormen tegen 5 mg/kg in de 0 – 10 cm laag van de minerale zandgrond). Bovendien zorgt de mobiliteit van de wormen in de bovenste bodemlaag dat de wormgehalten een min of meer geïntegreerd beeld geven van de bodem. Ten derde hebben wormen een neutrale pH. Wel moet bij bemonstering rekening gehouden worden met soort en ontwikkelingsstadium van de wormen.

Tabel 5. Correlatiecoëfficiënten tussen opname van een zestal metalen door *L. rubellus* uit verschillende grondsoorten en een aantal eigenschappen van die grondsoorten. (Naar Ma, 1983).

	CEC	Zuurgraad	Organische-stofgehalte
Cadmium	−0,63**	−0,75***	−0,01
Chroom	−0,30	0,15	−0,01
Koper	−0,72***	−0,27	−0,58*
Nikkel	−0,78***	−0,46*	−0,22
Lood	−0,66**	−0,60**	−0,02
Zink	−0,70***	−0,68***	−0,23

* $P \leqslant 0{,}05$, ** $P \leqslant 0{,}01$, *** $P \leqslant 0{,}001$.

Tabel 6. Meest gevoelige enzymen (arylsulfatase, urease en fosfatase) in vijf Nederlandse grondsoort voor zes zware metalen en de dosering waarbij de enzymactiviteit 10% geremd wordt (ED10). (N Doelman & Haanstra, 1983.)

	Humusarm zand		Humeus zand		Zware zavel		Zware klei		Zandig veen	
	enzym	ED10	enzym	ED10	enzym	ED10	enzym	ED10	enzym	ED
Cadmium	A & U	4	U	5	A	7	U	2	–	
Chroom	A	4	A	1	A	85	U	270	–	
Koper	F	6	A	350	F & A	290&170	U	520	F	45
Nikkel	A	1	A	330	A	2	U	10	–	
Lood	U	120	U	2400	A	1630	U	80	–	
Zink	F	4	U	2	U	75	U	8	U	4

Bodemenzym-activiteiten

Behalve de aantallen organismen kunnen ook de daardoor ontplooide activiteiten als maat worden gebruikt. Doelman & Haanstra (1983) hebben in vijf verschillende grondsoorten van zes verschillende zware metalen nagegaan welke van de vijf enzymen (β-glucosidase, arylsulfatase, urease, fosfatase, protease) in de verschillende grondsoorten het meest gevoelig reageren. Het resultaat is samengevat in tabel 6. Per grondsoort en per zwaar metaal zijn er verschillen, zowel wat betreft het meest gevoelige enzym als de hoeveelheid van het zware metaal waarbij de enzymactiviteit 10% geremd wordt (ED10). Bij deze verschillen spelen de abiotische bodemeigenschappen zeker een rol. In het algemeen kan echter wel gesteld worden dat arylsulfatase, urease en fosfatase de meest gevoelige enzymen zijn. Metingen aan deze enzymen zouden gebruikt kunnen worden om verstoringen van de strooiselafbraak onder invloed van bodemverontreinigende stoffen vroegtijdig op te sporen. Sterke remming van de strooiselafbraak kan tot accumulatie van organisch materiaal aanleiding geven.

Conclusies

De biologische rijkdom van het bodemleven maakt dat de mogelijkheden voor indicatieonderzoek groot zijn. Gezien de tot nu toe verkregen resultaten is verder onderzoek nuttig en noodzakelijk.

De variabiliteit in bodemtypen maakt het daarbij niet mogelijk om indicatoren te gebruiken die bruikbaar zijn in de gehele Nederlandse bodem; onderscheid naar bodemtypen of relatering van de toxiciteit aan de abiotische eigenschappen van de verschillende bodemtypen zal noodzakelijk zijn. Dergelijk onderzoek kan tevens inzicht geven in de fractie van de totale hoeveelheid van een verontreinigende stof in de bodem die biologisch actief is. Dit kan betekenen dat van de totale hoeveelheid

stof het grootste deel volledig of zeer sterk gebonden is aan minerale en organische bodembestanddelen, en niét actief is. Aan de andere kant kan een dergelijke sterk gebonden fractie chemisch niet aantoonbaar zijn en dus als 'verdwenen' gekenschetst worden, terwijl de indicator aangeeft dat de stof nog wel degelijk biologisch actief (toxisch) is.

Bij het onderzoek naar en de toepassing van indicatoren lijkt het zinvol onderscheid te maken tussen groepen van indicatorsoorten die specifiek reageren op een beperkt aantal, bekende verontreinigende stoffen (zoals een bepaalde groep bestrijdingsmiddelen) en meer algemene indicatoren die globaal aangeven dat er iets mis is zonder dat duidelijk is om wat voor verontreiniging het precies gaat.

De veelheid aan verontreinigende stoffen dwingt tot een selectie van de meest belangrijke verontreinigende stoffen. Daarvoor zouden dan toxiciteitsprofielen gemaakt moeten worden. Dergelijke toxiciteitsprofielen behoeven niet alleen betrekking te hebben op aantalsfluctuaties van soorten, maar kunnen eveneens uitgaan van activiteitsniveaus. Enzymniveaus lijken voor dit laatste bruikbaar te zijn, met name van extra-cellulaire enzymen als fosfatase, arylsulfatase en urease. Een dualisme hierbij is dat aan de ene kant een indicator een zo algemeen mogelijke verspreiding moet hebben, terwijl aan de andere kant juist de minder talrijke soorten het gevoeligst reageren.

Uit veldproeven die wij uitgevoerd hebben met varkensmest, zuiveringsslib, stadsvuilcompost en vliegas is gebleken dat de wormesoort *Allolobophora caliginosa* in al deze gevallen een duidelijke reductie vertoont en als zodanig mogelijk een bruikbare soort is voor een meer globale indicatie. Bovendien heeft deze soort een redelijk algemene verspreiding in de Nederlandse bodem.

Een belangrijk probleem bij de aanwending van indicatoren is de verificatie van de exclusiviteit van een bepaalde indicatie. Deze indicatie mag niet veroorzaakt kunnen worden door andere invloeden, of uit vooronderzoek moet duidelijk zijn geworden hoe groot het effect van die andere invloeden is.

Een derde benadering is het gebruik van indicatoren als accumulatoren van verontreinigingen. Hier geldt eveneens de al eerder genoemde relatie tussen fysisch/chemische bodemeigenschappen en de biologisch actieve fractie van een stof. Met name regenwormen blijken specifieke accumulatoren van bepaalde zware metalen (Cd, Zn en in mindere mate Pb en Cu) en gechloreerde koolwaterstoffen (o.a. DDT) te zijn. Aangezien de accumulatie toeneemt met de leeftijd is een beperkte beïnvloeding van de levensduur door de betreffende verontreiniging dan ten voordele. Uit ons onderzoek is gebleken dat in dit verband de soort *Lumbricus rubellus* geschikt is. Bovendien maakt de bruikbaarheid van deze soort voor laboratoriumonderzoek het mogelijk preventief onderzoek naar bioaccumulatie van stoffen uit te voeren.

Dat dit pas de eerste stappen zijn op een onderzoeksweg die zich nog wel wat verder zal uitstrekken, is iets dat men zich hopelijk terdege realiseert. Bij dit alles zal de zorg voor en kennis over bodemkwaliteit centraal moeten staan. Onderzoek naar de rol van een indicator in de biologische bodemprocessen blijft daarbij van essentiële betekenis.

Dankwoord

Bij de samenstelling van deze bijdrage had G. Heijmans een groot aandeel in het voorbereidend literatuuronderzoek. H. Dekker verzorgde de tekeningen en M. Lenselink en B. Soplanit typten de verschillende versies van het manuscript. P. Doelman en mw. E. N. G. Joosse-van Damme voorzagen dit manuscript van behartenswaardig commentaar.

Literatuur

Anderson, J. M., 1975. The enigma of soil animal species diversity. In: J. Veněk (Ed.): Progress in soil zoology. Proceedings of the 5th International Colloquium on Soil Zoology, Prague 1973. Academia publishing house, Prague, p. 51 – 58.

Bund, C. F. van de, 1965. Changes in the soil fauna caused by the application of insecticides. Bulletin. Zool. agr. Bachic. s II, v. 7: 186 – 189.

Edwards, P. J. & S. M. Brown (1982). Use of grasslandplots to study the effect of pesticides on earthworms. Pedobiologia 24: 145 – 150.

Freckman, D. W., L. B. Slobodkin & C. E. Taylor, 1980. Relation between species lists and tolerance to nematicides. In: D. L. Dindal (Ed.): Soil biology as related to land use practices. Proceedings of the VII International Colloquium of Soil Zoology, Syracuse, 1979. EPA-560/13-80-038, Washington, p. 391 – 396.

Ghilarov, M. S. & D. A. Krivolutsky, 1971. Radioecological researches in soil zoology. In: Proceedings 4th Colloquium Pedobiologiae Dyon Annales de Zoologie-Ecologie animale 71-7, INRA, Paris.

Ghilarov, M. S., 1978. Bodenwirbellose als Indikatoren des Bodenhaushaltes und von bodenbildenden Prozessen. Pedobiologia 18: 300 – 309.

Hoy, J. B., 1980. Effects of lindane, carbaryl and chlorpyrifos on non-target soil arthropod communities. In: D. L. Dindal (Ed.): Soil biology as related to land use practices. Proceedings of the VII International Colloquium of Soil Zoology, Syracuse, 1979. EPA-560/13-80-038, Washington, p. 71 – 81.

Krivolutsky, D. A., 1980. The effect of an increased Ra content in the soil on soil animals. In: D. L. Dindal (Ed.): Soil biology as related to land use practises, Proceedings of the VII International Colloquium of Soil Zoology, Syracuse, 1979. EPA-560/13-80-038, Washington, p. 391 – 396.

Krivolutsky, D. A., T. M. Semyashkina, Z. A. Mikhal'tsova & V. A. Turchaninova, 1980. Earthworms as a bioindicator of radioactive contamination of soil. Soviet Journal of Ecology 11: 379 – 383.

Luepke, N.-P., 1979. Monitoring environmental materials and specimen banking. Proceedings of an International workshop W.-Berlin 1978. Nijhoff, The Hague, p. 132 – 155.

Paul, P. G., J. A. Somers & D. W. Scholte Ubing, 1981. Belasting van de bodem in Nederland met zware metalen. De Ingenieur 8: 15 – 19.

Smith, Th. D., D. K. McE. Kevan & S. B. Hill, 1980. Effect of six biocides on non-target soil mesoarthropods from pasture on the Ste. Rosalie clay loam, St. Clet. Quebec. In: D. L. Dindal (Ed.): Soil Biology as related to land use practices. Proceedings of the VII International Colloquium of Soil Zoology, Syracuse, 1979. EPA-560/13-80-038, Washington, p. 56 – 70.

Wallwork, J. A., 1970. Ecology of soil animals, McGraw-Hill, London.

Zyromska-Rudzka, H., 1977. Changes in oribatid mite community after chemical fertilizer application in a meadow. In: T. Persson & U. Lohm (Eds.): Soil organisms as components of

ecosystems. Proceedings of the 6th International Colloquium of Soil Zoology. Ecological Bulletins (Stockholm) 25: 133 - 137.

Onderzoek- en studentenrapporten van de werkgroep milieuverontreiniging van het Rijksinstituut voor Natuurbeheer

Doelman, P. & L. Haanstra, 1983. De invloed van zware metalen op de bodemmicroflora. Bodembeschermingsreeks nr. 20 van het ministerie van VROM. Staatsuitgeverij, Den Haag, 151 p.

Jol, C., 1978. Bodemverontreiniging met koper en de gevolgen daarvan voor de landbouwkundig belangrijke Lumbricidae. Intern studentenrapport, 46 p.

Lourijsen, N., 1982. De invloed van vliegas, afkomstig van met steenkool gestookte electriciteitscentrales, op regenwormen. Intern studentenrapport, 76 p.

Ma, W. C., 1983. Regenwormen als bioindicators van bodemverontreiniging. Bodembeschermingsreeks nr. 15 van het ministerie van VROM. Staatsuitgeverij, Den Haag, 111 p.

Marinissen, J., 1982. Inventarisatie van de invloed van koperhoudende varkensdrijfmest op regenwormen in blijvend grasland. Intern studentenrapport, 65 p.

Mentink, J., 1982. Verkennend onderzoek inzake milieuaspekten van vliegas, in het bijzonder de invloed van vliegas op bodemarthropoden. Intern studentenrapport, 98 p.

Meyer, W., 1982. De invloed van het verbrandingsresidu vliegas op regenwormen. Intern studentenrapport, 127 p.

Toorn, P. van der, 1982. Vergelijkend onderzoek naar de gevoeligheid van zes wormsoorten (Oligochaeta; Lumbricidae) voor koper, lindaan, atrazine en quintozeen. Intern studentenrapport, 112 p.

Edelman, Th., 1983. Achtergrondgehalten van een aantal anorganische en organische stoffen in de bodem van Nederland, een eerste verkenning. Verschijnt in de Bodembeschermingsreeks van het ministerie van VROM. Staatsuitgeverij, Den Haag.

Waterkwaliteit - Inleiding

J. Ringelberg

Het aquatisch milieu

Wanneer men het over waterkwaliteit heeft, wordt vooral gedacht aan de kwaliteit van de grote watermassa's van meren en plassen. Deze aquatische biotopen verschillen sterk van de diverse biotopen op het land. Ook de aard van het daar levende plankton is anders dan die van de organismen op het land. Anders is ook de wijze waarop de gemeenschappen functioneren. In vergelijking met biotopen op het land is het open water in ruimtelijke zin zeer homogeen. Een scheiding van soorten, als gevolg van specifieke aanpassingen aan kleine verschillen in de omgeving, is daardoor niet mogelijk. Voorts zullen de planktonorganismen onderling in hoge mate vergelijkbare behoeften hebben, want anders konden ze niet in die mate door elkaar gemengd voorkomen. Homogeniteit van de omgeving en vergelijkbare behoeften (nisoverlap) zijn basisvoorwaarden voor concurrentie-experimenten. De uitkomst van dergelijke kweekproeven is meestal dat slechts één soort op den duur overblijft. Dat dit in het open water onder normale, natuurlijke omstandigheden niet gebeurt, was voor Hutchinson (1961) aanleiding om te spreken van de 'Paradox van het plankton'. De oplossing van deze paradox wordt gevonden in het feit dat de milieuomstandigheden in de tijd niet hetzelfde blijven en dat de planktonorganismen soortspecifieke aanpassingen aan deze geringe milieuveranderingen vertonen. Een hoge voortplantingssnelheid bij een gunstige combinatie van abiotische omstandigheden zorgt voor een snelle wederopbouw van de populatie en op deze wijze kunnen relatief veel soorten naast elkaar bestaan, zij het nooit in een stabiele toestand. Hierin verschilt de soortengemeenschap in het water met die op het land. Het voortdurend komen en gaan van soorten maakt deze planten en dieren minder geschikt om in de natuurlijke omgeving als detector te dienen voor kortdurende storingen. Daar zij aan het begin van de voedselketen staan en een hoge voortplantingssnelheid paren aan een korte levensduur zal bovendien door accumulatie van een giftige stof niet snel een letale dosisgrens overschreden worden. Op deze eigenschap wordt in het hoofdstuk van De Wolf nader ingegaan.

In de oeverzone of het litoraal zijn organismen te vinden die enerzijds op het plankton lijken, anderzijds meer met organismen van het terrestrische biotoop gemeen hebben. Higler zal het gebruik van bepaalde macrofaunagroepen als mogelijke indicator bespreken. Onder de voor het litoraal kenmerkende hogere waterplanten komen verschillende soorten voor die een indicatieve waarde schijnen te

hebben (Melzer, 1976).

Doordat het aquatisch biotoop veel homogener is dan het terrestrische, is een aquatisch systeem als 'geheel' gemakkelijker te karakteriseren met zogenaamde macroscopische grootheden. Deze systeemkenmerken kunnen dan als indicator worden gebruikt. Een voorbeeld is het zuurstofregime, als resultante van fysische, chemische en biologische processen (zie hoofdstuk Veeningen).

Het begrip waterkwaliteit

Wanneer we zeggen, dat de waterkwaliteit in Nederland veel te wensen overlaat, is dit in zijn algemeenheid juist. Uit het feit, dat bijvoorbeeld waterleidingbedrijven over de aanwezigheid van reuk- en smaakbedervende stoffen klagen, recreatieschappen over blauwwiermassa's die zich aan de oevers ophopen en organisaties voor natuurbescherming over de achteruitgang in soortenaantal, blijkt dat kwaliteit gebonden is aan het gebruik dat men van het water wil maken. Waterkwaliteit moet dus gespecificeerd worden in relatie tot het gebruik door de mens. Indien *de* waterkwaliteit niet bestaat zullen, afhankelijk van de aard van de gebruiksfunctie, ook verschillende typen bioindicatoren ontwikkeld kunnen worden.

Zolang het gebruik goed omschreven en van economische betekenis is, zijn er weinig problemen met het begrip kwaliteit. Indien bijvoorbeeld hoge kosten gemaakt moeten worden om van oppervlaktewater drinkwater te maken, is de kwaliteit van de grondstof slecht. De factor of het factorencomplex dat kwaliteitsverslechterend werkt, kan chemisch of biologisch opgespoord en eventueel gekwantificeerd worden.

Indicatoren voor het ecosysteem

Indien we aan een aquatisch systeem ook een algemene ecologische waarde willen toekennen, beginnen de moeilijkheden. Een dergelijke ecologische waarde van een oppervlaktewater ontleent zijn betekenis niet aan een menselijke gebruiksfunctie. Dientengevolge zullen criteria, waaraan de waarde getoetst moet worden, gezocht moeten worden in de grootheden, die samenstelling en functioneren van het aquatisch systeem in ecologische zin beschrijven. Daarbij moet in de eerste plaats weer gedacht worden aan de macroscopische grootheden, zoals het al eerdergenoemde zuurstofregime of de soortendiversiteit. Afzonderlijke soorten kunnen een ecosysteem, als eenheid van grotere orde, niet goed karakteriseren en daarom zijn zij minder geschikt als indicator voor de ecologische waarde. Het aantal macroscopische grootheden is echter gering en de betekenis ervan is niet in alle gevallen duidelijk. Van het zuurstofregime (gemiddelde waarde, amplitude van eventuele schommelingen, extreme waarden) kan bijvoorbeeld gezegd worden dat het biologisch aandeel soms gering is. Voorts spelen de biologische processen waarbij zuurstof geproduceerd en verbruikt wordt zich af op een in ecologisch opzicht weinig zeggend integratieniveau: de fotosynthese en het metabolisme verschilt van soort tot

soort in kwalitief opzicht weinig. Met andere woorden, het zuurstofregime heeft een geringe ecologisch relevante informatie-inhoud en is als indicator voor de ecologische waarde van een systeem van geringe betekenis. De soortendiversiteit daarentegen heeft een hoge ecologisch relevante waarde. De diversiteitsgetallen hebben echter in absolute zin niet zoveel betekenis. Een bepaalde diversiteitswaarde krijgt pas werkelijk betekenis als de statistische verdeling van diversiteitswaarden, bepaald aan vele, vergelijkbare aquatische systemen bekend is. Met andere woorden, een diversiteit moet geijkt worden. Dergelijke verdelingen zijn echter nog niet bekend.

Op dit moment is onze kennis van het functioneren van ecosystemen nog van dien aard, dat geen simpel hanteerbare criteria opgesteld kunnen worden om een ecologische waarde te beoordelen. Daartoe is nog steeds een min of meer uitgebreid onderzoek door vakkundige ecologen nodig. De kennis over ecosystemen zal verder opgebouwd moeten worden, waarbij dan tevens gericht moet worden gewerkt aan het opstellen van operationele kenmerken. Fundamenteel ecosysteemonderzoek aan zoveel mogelijk ongestoorde aquatische systemen moet die kennis opleveren. Sterk geëutrofieerde, of anderszins gestoorde wateren, lenen zich hiervoor minder. Zij hebben de ecologisch waardevolle dimensies verloren en het zal daarom moeilijk zijn om aan de hand van de restanten te weten te komen wat de essentiële kenmerken van een normaal functionerend ecosysteem zijn. Het is als het bestuderen van de zieke mens om zich een beeld van het functioneren van de gezonde mens te vormen. Daarmee wil niet gezegd zijn dat onderzoek aan sterk geëutrofieerde systemen in het geheel niet moet plaatsvinden. Ook het ziekteverschijnsel moet beschreven worden maar dit krijgt pas betekenis wanneer het vergeleken kan worden met het beeld van een ongestoord ecosysteem.

Voor- en nadelen van het gebruik van bioindicatoren

Aan het gebruik van bioindicatoren zijn een aantal voordelen verbonden. Een bioindicatorsysteem werkt cumulatief. Het toont niet in de eerste plaats, zoals een chemische bepalingswijze doet, het concentratie-effect maar het dosiseffect. Bovendien ondergaat een bioindicatorsysteem de invloed van meerdere factoren, zodat een sommerend effect zichtbaar kan worden. Indien twee of meer factoren interactief zijn in hun werking op organismen zal ook dit effect gemeten kunnen worden.

De bioindicator is dus een accumulerende, sommerende en combinerende werkingsmeter en als zodanig mogelijkerwijs veel gevoeliger dan een chemische analysemethode. Deze eigenschappen maken de bioindicator echter ook tot een minder specifiek meetinstrument. Het is daarom de vraag of een ijking van de werking van een bioindicatorsysteem op de concentratie van een bepaalde chemische factor wel in alle gevallen mogelijk is. Van Dam (1977; p. 10) schrijft: 'Vertaling van chemische in biologische normen en omgekeerd blijkt vaak zeer moeilijk te zijn, daar onze kennis van de korrelaties tussen (gemeenschappen van) organismen en de omgeving nog betrekkelijk schaars is'. Op grond van de accumulerende en vooral combinerende eigenschappen van een bioindicatorsysteem kunnen eenvoudige 'effect staat

tot chemische factor'-relaties niet verwacht worden. De voordelen van de bioindicator worden in dat opzicht tot een nadeel. Het is merkwaardig dat de mogelijkheid tot ijking van een bioindicatorsysteem op een chemische factor soms als waarde bepalend voor dat systeem wordt gezien. Men negeert dan juist die eigenschappen die de bioindicator waardevol maken.

Ondanks het aspecifieke gedrag is het mogelijk, dat bioindicatoren gebruikt kunnen worden om de aanwezigheid van een specifieke factor te signaleren. Indien bijvoorbeeld zware metalen in vetlichamen worden geaccumuleerd, kan ook bij zeer geringe concentraties in het water de aanwezigheid daarvan na enige tijd worden geconstateerd. Daar fosfaat direct door algen wordt opgenomen zal een geringe fosfaatbelasting chemisch moeilijk kunnen worden aangetoond. Hogere groeisnelheden en grotere biomassa's zullen echter het gevolg kunnen zijn en die zullen wel bepaald kunnen worden.

In de nu volgende hoofdstukken geven de diverse auteurs hun visie op de mogelijkheid van bepaalde bioindicatorsystemen in aquatische biotopen.

Literatuur

Dam, H. van, 1977. Waarom biologische waterbeoordeling? In: L. de Lange & M. A. de Ruiter (Eds.): Biologische waterbeoordeling. Instituut voor Milieuhygiëne en gezondheidstechniek T.N.O. p. 7 – 24.

Hutchinson, G. E., 1961. The paradox of the plankton. American Naturalist 95: 137 – 145.

Melzer, A., 1976. Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewasserzustandes oberbayerischer Seen. Dissertationes Botanicae Bd 34. 195 p.

De zuurstofhuishouding als ecologische indicator voor de kwaliteitsbeoordeling van poldersloten

R. Veeningen

Inleiding

Het beleid van de centrale overheid inzake het kwalitatieve beheer van ons oppervlaktewater is in grote lijnen neergelegd in het Indicatief Meerjaren Programma (IMP) Water 1980 - 1984 (Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1981). Dat beleid is gericht op het bestrijden van de verontreiniging en het streven naar een optimaal beheer van oppervlaktewater. Voor de kwaliteit van oppervlaktewater zijn doelstellingen geformuleerd die werden afgeleid van de maatschappelijke functies van het oppervlaktewater. Naast de mensgerichte functies en doelstellingen wordt in het meest recente IMP-Water het belang van ecologische doelstellingen benadrukt. Hierbij worden esthetische, ethische en voortbestaansmotieven aangevoerd. Aan de uitwerking van de ecologische doelstellingen wordt nu op allerlei niveaus aandacht besteed (Commissie Uitvoering Wet Verontreiniging Oppervlaktewater V, Commissie Ekologische Normen Waterbeheer van de Gezondheidsraad, Provinciale overheden, etc.)

Kwaliteitdoelstellingen voor het gebruik en beheer van oppervlaktewater moeten kunnen worden vertaald in concrete normen. Dergelijke normen zijn bepaalde waarden van fysische, chemische of biologische grootheden of combinaties daarvan, die met de term indicatoren worden aangeduid. Een dergelijke indicator is ecologisch van aard wanneer hij informatie verschaft over een oppervlaktewater beschouwd als ecosysteem of een onderdeel daarvan.

In deze bijdrage wordt aan de hand van nader gedefinieerde eisen getoetst of de zuurstofhuishouding bruikbaar is als ecologische indicator bij waterkwaliteitsbeheer van poldersloten. Het onderzoek en de toetsing vormden een opdracht van het Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer.

Zuurstofhuishouding

De zuurstofhuishouding in een waterlichaam is het geheel van biologische, chemische en fysische processen waarbij zuurstof is betrokken, hetgeen resulteert in o.a. een temporele en ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte (fig. 1A). De biologische processen omvatten de produktie en consumptie van zuurstof door levende organismen en zijn direct gekoppeld aan de structuur van de levensgemeenschap (fig. 1B). De chemische processen omvatten bijvoorbeeld de oxydatie van geredu-

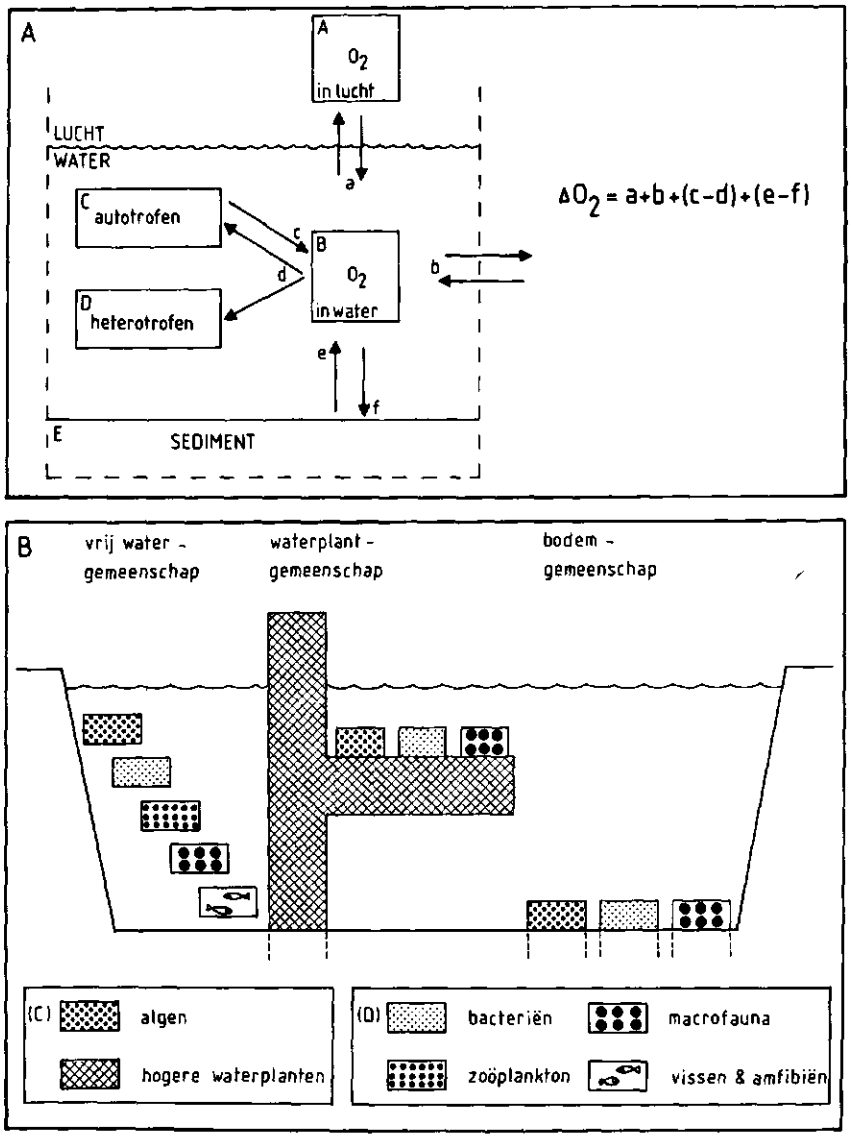


Fig. 1. Schematische voorstelling van de zuurstofhuishouding (A) en de daaraan verbonden structurele componenten (B) in een sloot. Betekenis der symbolen (A):
a: uitwisseling van zuurstof tussen water en lucht;
b: transport van zuurstof;
c: produktie van zuurstof door fotosynthetische organismen;
d: respiratie door auto- en heterotrofe organismen;
e: produktie van zuurstof door fotosynthetische organismen op/in het sediment;
f: opname van zuurstof door het sediment, waaronder respiratie door organismen.
Van de drie onderscheiden gemeenschappen (B) zijn de structurele componenten aangegeven.

ceerde verbindingen. Het transport van zuurstof tenslotte is een fysisch proces.

De *temporele* variatie van het zuurstofgehalte kan beschouwd worden op verschillende tijdschalen. Gedurende een etmaal treedt een licht-donker-ritme op (fig. 2A). Veranderingen in seizoensomstandigheden manifesteren zich binnen een jaarcyclus (fig. 2B), terwijl gevolgen van wijzigingen in samenstelling en activiteit van de levensgemeenschap meestal in een reeks van jaren zichtbaar zijn (fig. 2C).

Ook de *ruimtelijke* variatie van het zuurstofgehalte kan op verschillende schalen worden beschouwd. Onder bepaalde omstandigheden ontstaan gradiënten in het

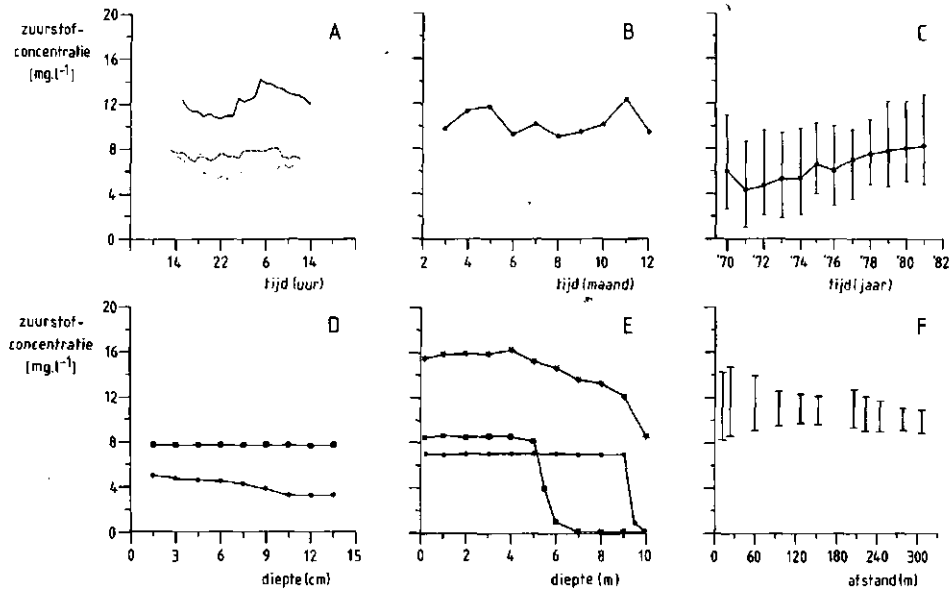


Fig. 2. Voorbeelden van tijd- en ruimteschalen waarop de zuurstofhuishouding wordt bestudeerd.

A. De variatie van het zuurstofgehalte gedurende 24 uur op één locatie in de rivier de Geul in het voorjaar (——), in de zomer (....) en in het najaar (----) van 1981 (Waterschap Zuiveringschap Limburg, 1982).

B. De variatie van het zuurstofgehalte gedurende één jaar (1981) op één lokatie in de Breukeleveense plas; maandelijks gemeten (Gemeentewaterleidingen Amsterdam, 1981).

C. De variatie van het jaargemiddelde zuurstofgehalte met minimum- en maximumwaarde gedurende de periode 1970 - 1981 in de Rijn; meetpunt Lobith (Dijkzeul, 1982).

D. De verandering van het zuurstofgehalte in een 14 cm hoge waterkolom boven het sediment in het donker onder uitsluiting van uitwisseling met de lucht (■:t = 0, ●:t = 24 uur) (Veeningen, 1983).

E. De variatie van het zuurstofgehalte langs de verticale as in de plas Vechten in het voorjaar (★), in de zomer (■) en in het najaar (●) van 1982 (Steenbergen, mondelinge mededeling).

F. De dagelijkse variatie van het zuurstofgehalte langs de lengte-as van een sloot in maart 1981; de lengte van de verticale lijnen geeft de omvang van de dagelijkse variatie (Veeningen, 1983).

zuurstofgehalte op microschaal (fig. 2D). Algemeen bekend is de ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte in gestratificeerde meren (fig. 2E). De variatie van het zuurstofgehalte in de lengte-as van een sloot speelt zich af op een nog grotere schaal (fig. 2F).

Sloten

Sloten zijn rechtlijnige, gegraven waterlichamen, meestal niet breder dan 5 meter en niet dieper dan 1 meter. Deze breedte- en dieptematen zijn geen vaste gegevens, ze wijken af in verschillende geografische gebieden. De lengte kan variëren van enkele meters tot verscheidene kilometers.

De sloot is het meest algemeen voorkomende watertype in Nederland en dus karakteristiek voor het Nederlandse landschap. In de hiërarchie van ons waterhuishoudkundig systeem vormen sloten de basiseenheden. Ze zijn met elkaar verbonden in de vorm van netwerken. Segeren & Luijendijk (1981) onderscheiden in de waterhuishoudkundige hiërarchie primaire (hoofdvaarten, tochten, weteringen, etc.), secundaire (kavelsloten, dijk- en bermsloten, etc.) en tertiaire (perceel- en dwarssloten, greppels, etc.) waterlopen. De verschillen in hiërarchie zijn niet altijd scherp aan te geven, maar de indeling is voor de beschrijving van een ontwateringsstelsel goed bruikbaar. Nadere beschouwingen omtrent de karakteristieken van sloten zijn te vinden bij Brock et al. (1980), Gonggrijp (1981) en RIN (1979).

Sommige sloten, vooral in het pleistocene deel van Nederland, hebben een natuurlijke waterhuishouding. Het peil is afhankelijk van klimatologische omstandigheden en de sloot valt af en toe droog. Poldersloten hebben een kunstmatige waterhuishouding: hun peil wordt gehandhaafd door een stelsel van vaarten, inlaten en gemalen. Poldersloten zijn in de regel permanent watervoerend.

De beschouwingen in deze bijdrage baseren zich op waarnemingen in drie sloten van de Polder Groot Wilnis-Vinkeveen (fig. 3A). 's Zomers wordt in deze polder water uit het Amsterdam-Rijnkanaal ingelaten, terwijl in de winter het wateroverschot op dit kanaal wordt uitgeslagen. De drie sloten zijn te beschouwen als secundaire waterlopen; ze zijn aan de westzijde verbonden door een primaire waterloop (fig. 3B). Het aangrenzende weiland wordt uitsluitend gebruikt voor het weiden van vee en het oogsten van gras. De sloten zijn circa 320 m lang, 5 - 6 m breed en 0,3 - 0,8 m diep.

Eisen te stellen aan ecologische indicatoren

Een ecologische indicator die wordt gebruikt bij de beoordeling van de waterkwaliteit moet voldoen aan de volgende eisen:

- De aard van de indicator moet aansluiten bij de aard van de waterkwaliteits(beheers)doelen.
- De indicator moet een zo compleet mogelijke ecologische karakterisering van het oppervlaktewater opleveren.

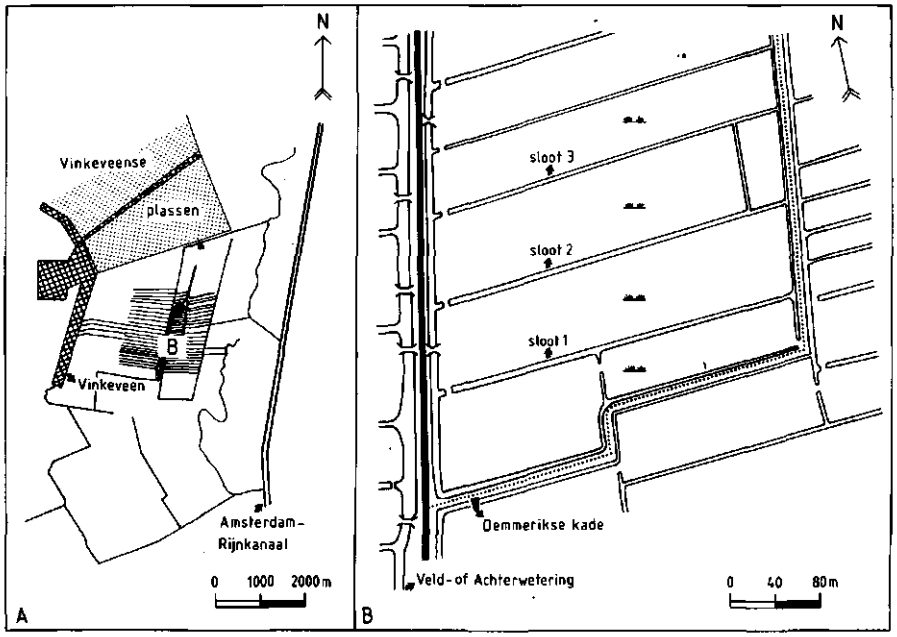


Fig. 3. Topografie van de ruime (3A) en de directe (3B) omgeving van de onderzoekslokatie (3A: overgenomen van 1:50 000 kaart van Topografische Dienst, Delft; 3B: overgenomen van 1:2500 kaart van Bureau van Uitvoering Ruilverkaveling Oukoop-Kortrijk, Wilnis).

- De indicator moet normeerbaar zijn, dat wil zeggen onderscheidend vermogen vertonen ten aanzien van bestaande en gewenste toestanden.
- De indicator moet of zelf stuurbaar zijn of gerelateerd kunnen worden aan andere stuurbare grootheden.
- De indicator moet meetbaar zijn in termen van technologie, geld, tijd en ruimte.

Waterkwaliteits(beheers)doelen

Het IMP-Water 1980 - 1984 spreekt over kwaliteitsdoelstellingen die gericht zijn op de bescherming van ecologische belangen en op de specifieke functies die oppervlaktewater voor de mens vervult. Elk oppervlaktewater zal in ieder geval moeten voldoen aan eisen voortvloeiend uit een ecologische doelstelling, naast eisen die samenhangen met één of meer mensgerichte functies. Het IMP geeft geen exacte definitie van een ecologische doelstelling, maar uit de tekst blijkt dat voor de formulering van een ecologische doelstelling in ieder geval nadere informatie nodig is over aard en grootte van de structuur- en proceskenmerken van het aquatisch ecosysteem.

De zuurstofhuishouding nu geeft een integrale uitkomst van een reeks processen

in het aquatisch ecosysteem. Deze zijn direct gekoppeld aan de structuren van de aanwezige levensgemeenschappen (fig. 1A en 1B). De zuurstofhuishouding sluit dus aan bij de ecologische doelstelling en daarmee is voldaan aan het gestelde criterium.

Ecologische karakterisering

De indicator moet zoveel mogelijk informatie verschaffen over de ecologie van de sloot. Het ecologisch gebeuren in de sloot omvat de processen en structuren en de veranderingen daarin in de ruimte en in de tijd. Het actuele zuurstofgehalte, de uitkomst van de zuurstofhuishouding (fig. 1A), zal afhangen van de aard van de structuren en de omvang van de processen op een bepaalde plaats in de sloot en op een bepaald tijdstip. In het hierna volgende beschouwen we steeds de omvang van de dagelijkse variatie op verschillende plaatsen over de gehele lengte van sloot 1 (fig. 3B).

In de winter 1980/'81 was de dagelijkse en ruimtelijke variatie in het zuurstofgehalte gering (fig. 4A). De macrofyten waren in december 1980 verwijderd. Mede vanwege de daglengte was de hoeveelheid licht beperkt. De heterotrofe processen

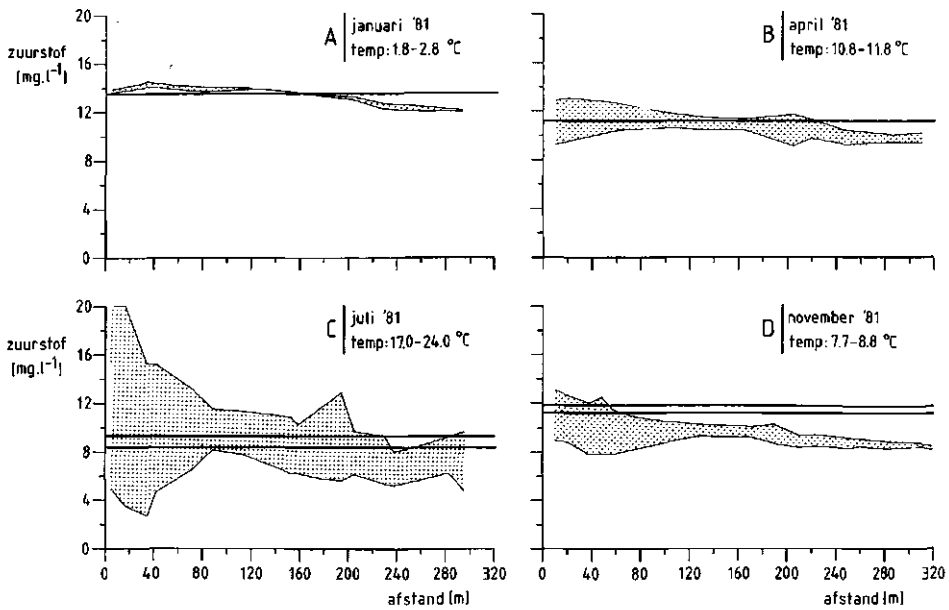


Fig. 4. De dagelijkse en ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte in sloot 1 in vier verschillende seizoenen in 1981. De x-as is de lengte-as van de sloot (van west naar oost). De onderste begrenzing van het gestippelde oppervlak geeft het minimumzuurstofgehalte van de dag weer; de bovenste begrenzing de maximumgehalten. De begrenzingen zijn de verbindingslijnen van waarnemingen op circa 15 lokaties in de sloot. De horizontale getrokken lijnen representeren de absolute zuurstofgehalten die horen bij het 100% verzadigingsniveau bij de minimum en maximumtemperatuur.

stonden door de lage temperatuur op een laag activiteitenniveau. Het zuurstofgehalte lag om en nabij de verzadigingswaarde en was hoog vanwege de lage gemiddelde temperatuur.

In het voorjaar van 1981, bij toenemende daglengte en temperatuur, begonnen de hogere waterplanten te groeien en was er sprake van opbloei van fytoplankton (tot 50 $\mu g \cdot l^{-1}$ chlorofyl-a). Als gevolg daarvan nam de dagelijkse en ruimtelijke variatie toe (fig. 4B). De westelijke helft (0 – 200 m), met een mengsel van ondergedoken, drijvende en emergente vegetatie, vertoonde een afwisseling van over- en onderverzadiging. De oostelijke helft (240 – 320 m) met uitsluitend plaatselijk een drijvende vegetatie (waterlelie) was continu onderverzadigd.

In de zomer, bij maximale licht- en temperatuurcondities, bereikten ook de macrofyten een maximum voor bedekkingsgraad en massa. Het gevolg was een omvangrijke dagelijkse en ruimtelijke variatie in het zuurstofgehalte (fig. 4C). De sterke dagelijkse variatie in het westelijke gedeelte van de sloot (tot circa 80 m) moet worden toegeschreven aan de aanwezigheid van draadvormige algen over de gehele diepte van de sloot.

In de herfst van 1981 stierven de hogere waterplanten geleidelijk af. Hierdoor werd de dagelijkse en ruimtelijke variatie in het zuurstofgehalte kleiner (fig. 4D). In vergelijking met de voorjaarssituatie was nu een groter deel continu onderverzadigd. Dit kwam doordat in de herfstperiode de afbraak en dus de nettoconsumptie overheerste, terwijl in het voorjaar de productie domineerde. De dagelijkse variatie in de eerste 80 m van de sloot kan worden toegeschreven aan de draadvormige algen die in de herfst nog fotosynthetiseerden.

Bij over- of onderverzadiging van zuurstof treedt er uitwisseling op van zuurstof tussen het water en de atmosfeer. Dit wordt bevorderd wanneer het wateroppervlak in beweging wordt gebracht. Het wateroppervlak van de sloot ligt vlak onder het maaiveld (10 – 25 cm) en sloten liggen in de richting van de door het jaar heen overheersende zuidwestenwind. Desondanks traden de dagelijkse en ruimtelijke variaties duidelijk aan het licht; ze werden slechts in geringe mate genivelleerd door het fysisch proces van de uitwisseling. De factoren die van invloed zijn op de zuurstofuitwisseling zullen, met uitzondering van de actuele zuurstofconcentraties, identiek zijn over de hele lengte van de sloot. De dagelijkse en de ruimtelijke variaties kunnen daarom in verband gebracht worden met op dat moment op die plaats aanwezige levensgemeenschappen.

Aanvullend onderzoek was noodzakelijk om aan te kunnen geven welk aandeel de diverse compartimenten van de slootbiocoenose (fig. 1B) leveren aan de variatie in het zuurstofgehalte. Uit in het veld uitgevoerde incubaties bleek dat de vrij-watergemeenschap alleen een aanzienlijke bijdrage leverde aan de variatie van het zuurstofgehalte tijdens de algenbloei in het voorjaar (nettoproduktie en -respiratie: respectievelijk 0,2 – 0,3 en 0,05 – 0,10 mg. $O_2 \cdot l^{-1} \cdot uur^{-1}$ bij een chlorofyl-a-concentratie = 80 $\mu g \cdot l^{-1}$). Gedurende het overige deel van het jaar is de chlorofylconcentratie doorgaans lager dan 10 $\mu g \cdot l^{-1}$ (Veeningen, 1982). De opname van zuurstof door de bodemgemeenschap blijkt vooral door de temperatuur te worden beïnvloed (Vee-

ningen et al., 1982). Het verband tussen de zogenaamde Sediment Oxygen Demand (SOD) en de temperatuur wordt beschreven door de vergelijking: $\ln SOD = -0{,}99 + 0{,}04\ T$ ($r = 0{,}69$, $n = 35$; SOD in g $O_2 \cdot m^{-2} \cdot dag^{-1}$, T in °C). De maximale nettozuurstofproduktie door de bodemgemeenschap, in het veld gemeten bedraagt 150 mg $O_2 \cdot m^{-2} \cdot uur^{-1}$. De maximale nettodagproduktie bedraagt 800 mg $O_2 \cdot m^{-2} \cdot dag^{-1}$ (lichtperiode) (Veeningen, 1983). Deze waarden zijn gemeten op zonnige dagen op lokaties met een circa 30 cm hoge waterkolom. Op dagen met kortere daglengte en/of minder zonlicht en een hogere waterkolom zal de nettoproduktie aanzienlijk zijn gereduceerd. Het meest oostelijke gedeelte van sloot 1 was representatief voor lokaties waar de zuurstofhuishouding werd beheerst door de bodemgemeenschap. Blijkbaar was de nettoproduktie ter plekke in het licht geringer dan de opname van zuurstof door de bodemgemeenschap in het donker, want het zuurstofgehalte was in dat gedeelte door het hele jaar heen continu onderverzadigd.

Ook in verticale richting van de waterkolom kunnen gradiënten optreden (fig. 5A, B, C). Door opwarming overdag kan een thermische gelaagdheid optreden, waardoor menging in verticale richting wordt belemmerd. Afhankelijk van de opbouw van de levensgemeenschap kunnen dan verticale gradiënten van zuurstof opgebouwd worden. Weergegeven zijn de variaties van het zuurstofgehalte in de tijd (de dagelijkse variatie) en in de ruimte (de verticale en horizontale variaties) van sloot 1, 2 en 3 (fig. 3B) in de zomer van 1982. Op de meeste lokaties was de dagelijkse variatie aan het oppervlak groter dan de variatie aan de bodem. Op enkele lokaties met een 'naakte' bodem (afwezigheid van macrofyten en draadalgen) was de dagelijkse variatie aan de bodem groter dan aan het oppervlak. Op dergelijke lokaties wordt de zuurstofhuishouding voornamelijk bepaald door de bodemgemeenschap (fig. 1B). De thermische gelaagdheid wordt rondom zonsondergang weer afgebroken doordat het wateroppervlak afkoelt, de weerstand tegen menging is daardoor verbroken zodat 's morgens vroeg de verticale gradiënten van zuurstof weer zijn verdwenen. Vandaar dat de basislijn (de minimumgehalten) voor de dagelijkse variatie voor de bodem en de oppervlakte in figuur 5 overeenkomen.

Onder Nederlandse klimatologische omstandigheden is de tijdelijke aanwezigheid van een ijsdek een natuurlijke omstandigheid. In de winter 1981 - 1982 waren de sloten gedurende drie perioden met ijs bedekt, waarbij de zuurstofhuishouding steeds verschillend van karakter bleek (fig. 6).

In de eerste vorstperiode, in december 1981, was het ijs ongeveer 20 cm dik en bedekt met een sneeuwlaag variërend van 1 tot 8 cm dikte (fig. 6B). De aanwezigheid van sneeuw reduceert de hoeveelheid licht die in de waterkolom kan dringen aanzienlijk. Het gevolg is lage zuurstofgehaltes over de gehele lengte van de sloot. Een dagelijkse variatie van het zuurstofgehalte was niet meetbaar. In sloot 2 (fig. 3B) was over een traject van 150 m zuurstof praktisch afwezig (0 - 1 mg $\cdot l^{-1}$) onder dezelfde omstandigheden en werd vissterfte geconstateerd.

In de tweede vorstperiode, in januari 1982, was het ijs helder en sneeuw afwezig. De ijslaag was iets minder dik. Vergelijken we de dagelijkse en ruimtelijke variatie (fig. 6C) met die in november 1981, dan was de zuurstofhuishouding in januari als

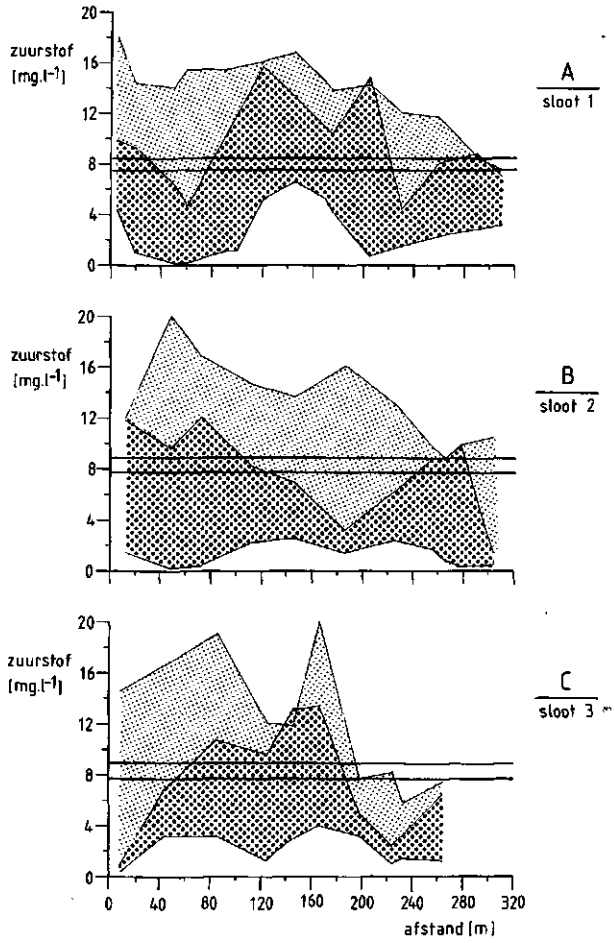


Fig. 5. De dagelijkse en ruimtelijke variaties van het zuurstofgehalte in drie verschillende sloten in het geval van thermische stratificatie in de zomer van 1982 (watertemperatuur: 21 – 29° C). De onderste begrenzing van het zwaar gestippelde vlak geeft de minimumzuurstofgehalten net boven de bodem en net onder het wateroppervlak. De bovenste begrenzingen van het zwaar gestippelde en het licht gestippelde vlak geven de maximum gehalten bij respectievelijk de bodem en net onder het wateroppervlak. Zie verder legenda figuur 4.

het ware uitgerekt. Lokaties die in november nog oververzadiging vertoonden waren onder het ijsdek continu oververzadigd; lokaties die in november continu onderverzadigd waren vertoonden in januari lagere concentraties. De produktie van zuurstof kwam vooral op rekening van de draadalgen.

In de derde, kortdurende vorstperiode was het ijs eveneens helder (fig. 6C). Intussen was de levensgemeenschap in de waterkolom ingrijpend gewijzigd: er had een opbloei van fytoplankton plaatsgevonden, waarbij chlorofyl-a-concentraties tot 200 $\mu g \cdot l^{-1}$ werden bereikt over de gehele lengte van de sloot. Door deze dominantie

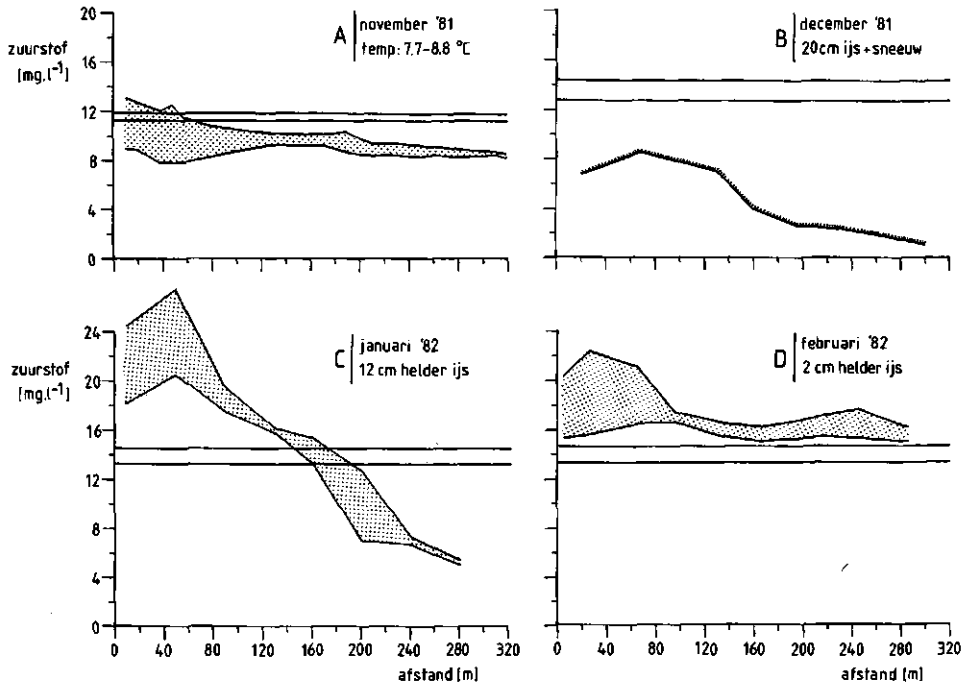


Fig. 6. De dagelijkse en ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte in sloot 1 op verschillende tijdstippen in de winter 1981/82. Zie verder legenda figuur 4.

van het fytoplankton werd de ruimtelijke variatie sterk gereduceerd in vergelijking met de situatie in januari 1982. Er heerste continu oververzadiging met zeer hoge concentraties. In de loop van de tijd namen de zuurstofgehaltes onder het ijs echter niet gedurig toe. Vijf dagen na de weergegeven metingen lag het zuurstofgehalte over de hele lengte van de sloot nog in de orde van 15 – 25 $mg \cdot l^{-1}$.

Een zo compleet mogelijke ecologische karakterisering vereist relevante ecologische informatie over het ecosysteem. Deze omvat het inzicht in de tijdelijke en ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte die direct is gerelateerd aan de tijdelijke en ruimtelijke variatie van de metabolische activiteit van de levensgemeenschap onder een reeks van natuurlijke omstandigheden. Die informatie wordt in een sloot meestal slechts in geringe mate genivelleerd door fysische invloeden, maar juist geaccentueerd onder omstandigheden als thermische verticale stratificatie en een ijsdek. De zuurstofhuishouding levert zo een gedetailleerde ecologische karakterisering van het slootmilieu op en de indicator voldoet daarmee aan de gestelde eis.

Normeerbaarheid

Voor de kwaliteitsbeoordeling is van belang dat aan de hand van de waarde van de indicator onderscheid gemaakt kan worden tussen de bestaande en een gewenste

toestand. De indicator moet effecten van vervuilend gebruik of effecten van beheer, dat er op gericht is de kwaliteit te verbeteren of te behouden, zichtbaar kunnen maken. Als de indicator daartoe in staat is, kunnen daaraan normen worden verbonden. Van effecten van ingrepen op de zuurstofhuishouding worden twee voorbeelden gegeven: het effect van een verhoogde nutriëntenbelasting en het effect van het verwijderen van de waterplanten.

In het onderzoeksgebied worden in het kader van een ruilverkaveling veranderingen aangebracht in de waterhuishouding. Die ingrepen hebben tot gevolg gehad dat het water dat in het onderzoeksgebied wordt ingelaten sinds midden 1981 een andere weg aflegt voordat het de sloten bereikt en mogelijk zelfs een andere oorsprong heeft. Er is geconstateerd dat de concentratie van orthofosfaat van in de zomer ingelaten water een factor 30 hoger was dan vóór de waterhuishoudkundige ingreep (van circa 15 naar 500 μg $P \cdot l^{-1}$). Bij vergelijking van de dagelijkse variatie van het zuurstofgehalte in een zomermaand (juli of augustus) in drie opeenvolgende jaren 1980, 1981, 1982 in dezelfde sloot bleek die variatie sterk toegenomen (fig. 7). In 1980 vertoonde alleen de eerste 40 meter van de sloot een aanzienlijke variatie. In 1981 was dat gedeelte al een stuk groter geworden en in 1982 deden zich die extreme dagelijkse variaties voor over vrijwel de hele lengte van de sloot. De toename van de dagelijkse variatie hing samen met de toename van de oppervlakte van de sloot die bezet was met draadvormige algen; de hoeveelheid fytoplankton veranderde niet in dezelfde periode.

Het schonen van de sloot behoort tot de normale beheersmaatregelen om te voorkomen dat deze dichtgroeit en de stroming belemmert. Vóór de ingreep vertoonde de sloot een aanzienlijke dagelijkse en ruimtelijke variatie (fig. 8). Nadat de sloot voor het grootste gedeelte was geschoond, was de dagelijkse en ruimtelijke variatie in het geschoonde gedeelte sterk gereduceerd. Het vertoonde continu onderverzadiging en de verticale gradiënt was nagenoeg afwezig. De verdwijning van de verticale gradiënten hoeft niet het gevolg te zijn van het schonen alleen, maar een belangrijke factor (de beschutting door de vegetatie) is wel opgeheven. De extreem lage minimumconcentraties van zuurstof op enkele lokaties zijn na schoning ook verdwenen. Het niet geschoonde gedeelte vertoonde nog dezelfde dagelijkse en ruimtelijke variaties als ruim een week daarvoor.

De zuurstofhuishouding heeft bij beide ingrepen de effecten zichtbaar gemaakt. De zuurstofhuishouding in een sloot is dus normeerbaar.

Stuurbaarheid

De indicator moet of zelf stuurbaar zijn of gerelateerd kunnen worden aan andere stuurbare grootheden. Stuurbaarheid is van doorslaggevend belang om de kwaliteit te beheersen. Van de indicatoren voor de waterkwaliteitsbeoordeling (fig. 9) is de zuurstofhuishouding onderzocht. De zuurstofhuishouding is alleen direct stuurbaar met kunstmatige middelen zoals beluchting of opwekking van intensieve waterbeweging. Bij het zoeken naar grootheden die stuurbaar zijn en waaraan de zuurstof-

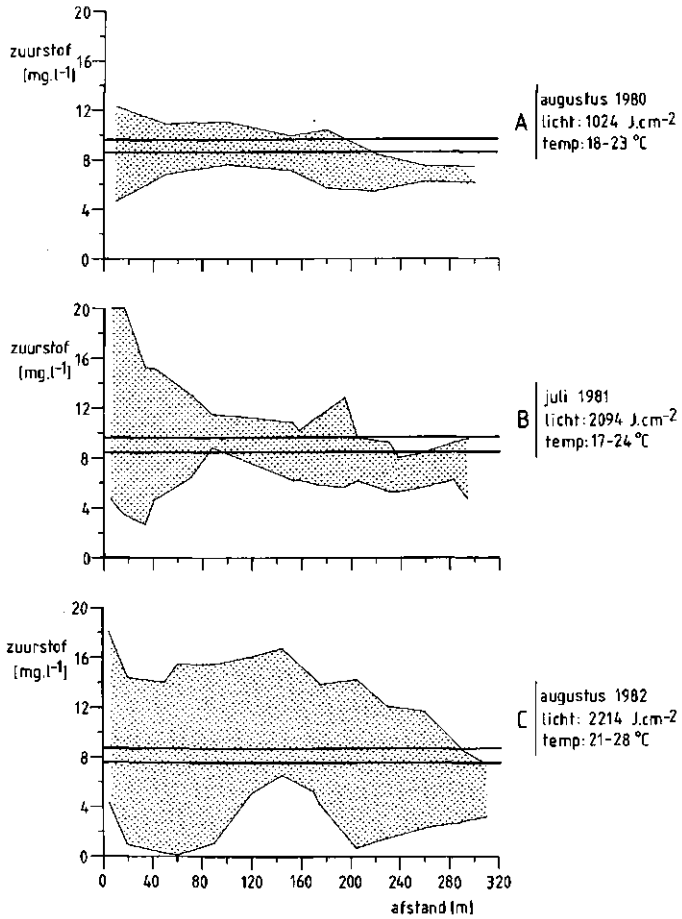


Fig. 7. De dagelijkse en ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte in sloot 1 in een zomermaand van drie achtereenvolgende jaren. Zie verder legenda figuur 4.

huishouding is gerelateerd moet het onderdeel dat de grootste bijdrage levert aan de dagelijkse en ruimtelijke variatie worden beschouwd. In de onderzochte sloten levert in eerste instantie de waterplantengemeenschap de grootste bijdrage, waarbij de massa en soort van de waterplanten van invloed zijn. De activiteit, de hoeveelheid en de soortensamenstelling van de waterplantengemeenschap worden mede gestuurd door een aantal praktisch niet gemakkelijk stuurbare grootheden zoals temperatuur en lichtklimaat. De nutriëntenhuishouding bleek in ons geval een grote invloed te hebben. Deze kent een groot aantal componenten die in meer of mindere mate stuurbaar zijn. In het onderzoeksgebied had de jaarlijkse terugkerende inlaat van water een doorslaggevende invloed op de nutriëntenhuishouding. Zou men de oorspronkelijke kwaliteit willen nastreven, dan moet of de oorspronkelijke waterhuishoudkundige toestand worden hersteld of de belasting van het in te laten water

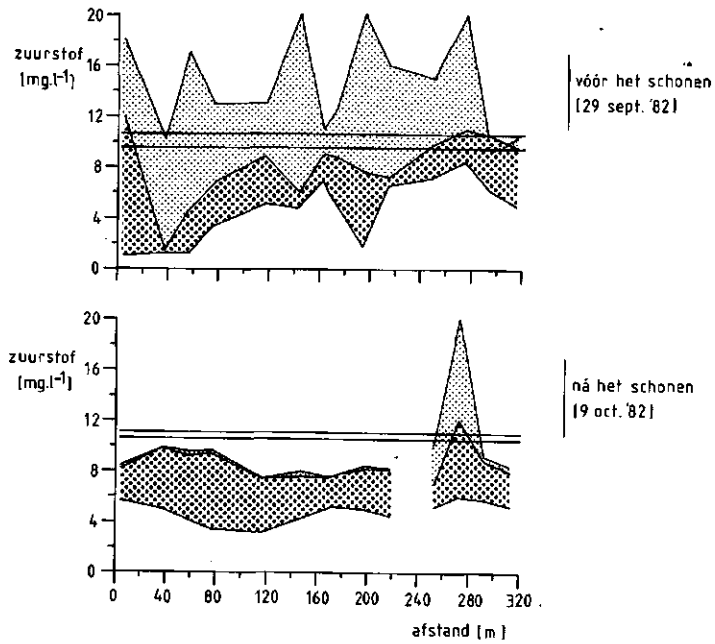


Fig. 8. De dagelijkse en ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte in sloot 1 juist vóór en ná het schonen. Zie verder legenda figuren 4 en 5.

worden verminderd.

De weg die moet worden afgelegd om te onderzoeken of de indicator stuurbaar is, is voor de zuurstofhuishouding in de onderzochte poldersloten geïllustreerd (fig. 9). Oordelen over stuurbaarheid is alleen mogelijk wanneer de informatie-inhoud van de indicator nader wordt genuanceerd door aanvullend onderzoek. Eveneens wordt benadrukt dat figuur 9 geen algemene geldigheid heeft: voor een andere lokatie moet het schema opnieuw worden doorlopen en eventueel worden bijgesteld. Voorts zal men er voor moeten waken dat effecten van een op basis van een stuurbaarheidsschema gekozen beheersmaatregelen strijdig zijn met andere waterkwaliteitsdoelen en normen.

Meetbaarheid

Een meer praktische eis is de meetbaarheid van de indicator in termen van technologie, geld, tijd en ruimte. Uit de resultaten van dit onderzoek kan worden afgeleid dat onderzoek aan de zuurstofhuishouding als indicator een zeer intensief meetprogramma vereist.

De technologie noodzakelijk voor het uitvoeren van continue metingen, data-opslag en -verwerking is volop in ontwikkeling en zal steeds minder beperkingen opleveren (Kersting, 1983). Het is te verwachten dat die technologie steeds goedko-

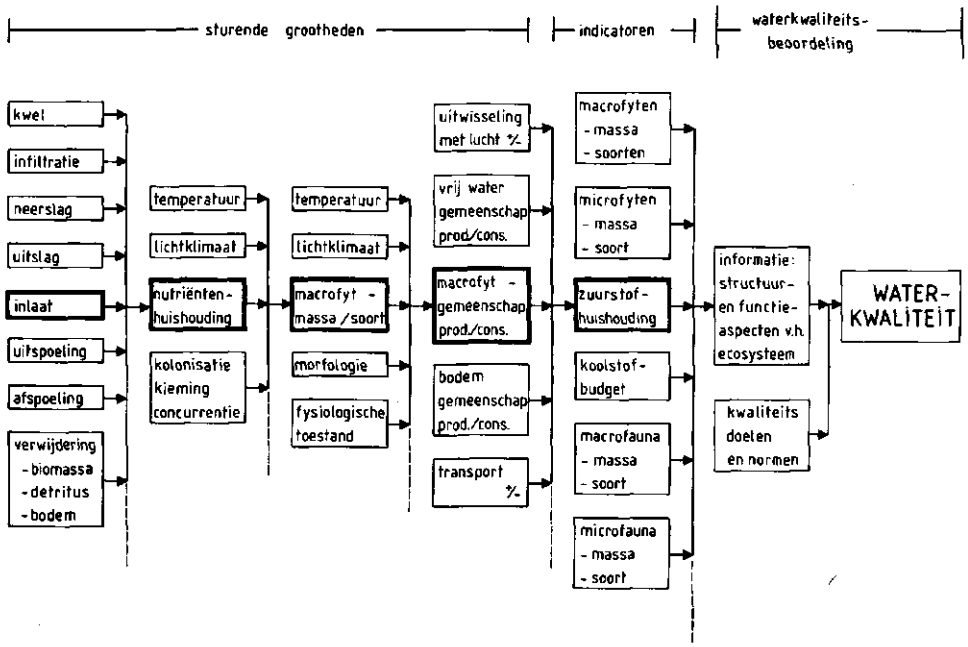


Fig. 9. Schema voor het nagaan van de stuurbaarheid van de zuurstofhuishouding als indicator voor de waterkwaliteit (zie voor verdere verklaring tekst).

per zal worden. Geld blijft een afwegingsfactor bij de keuze van indicatoren voor onderzoek naar de waterkwaliteit.

Bij de beantwoording van de vraag hoe intensief gemeten moet worden aan de zuurstofhuishouding in de tijd en in de ruimte moet men zich laten leiden door het doel van het onderzoek en de gegeven tijdelijke en ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte. Een continue registratie gedurende 24 uur maandelijks uitgevoerd levert voldoende inzicht op in de dagelijkse ritmiek en de veranderingen daarin onder invloed van veranderingen in de levensgemeenschap en klimatologische omstandigheden. De ruimtelijke variatie van het zuurstofgehalte levert wat betreft de meetbaarheid veel meer problemen op. Daarbij is de heterogeniteit in de opbouw van de levensgemeenschap van lokatie tot lokatie in één sloot en van sloot tot sloot van doorslaggevende betekenis. Een aantal onderzoekslokaties verspreid over een aantal sloten in een gebied ter grootte van een provincie levert informatie op over deze specifieke lokaties. De informatie zal echter nooit discriminerend genoeg zijn om daarmee inzicht te krijgen in de waterkwaliteit in bepaalde regio's waarvoor dergelijke meetnetten zijn opgezet. Het onderzoek aan de zuurstofhuishouding zal beter passen in het kader van onderzoek naar de waterkwaliteit in een beperkte ruimte. In het kader van zulke studies wordt het praktisch mogelijk de zuurstofhuishouding van verschillende sloten te vergelijken.

Samenvattende conclusies

De zuurstofhuishouding is getoetst als ecologische indicator voor de kwaliteitsbeoordeling van poldersloten. De indicator is getoetst in het kader van de ecologische doelstelling zoals die in het Indicatief Meerjarenprogramma Water 1980 - 1984 is beschreven.

De zuurstofhuishouding geeft een zeer genuanceerd beeld van het functioneren van het ecosysteem poldersloot en de daaraan ten grondslag liggende structuur onder een reeks van natuurlijke omstandigheden. De zuurstofhuishouding in een poldersloot maakt effecten zichtbaar van beïnvloedingen van buitenaf, waardoor het mogelijk wordt die zuurstofhuishouding te normeren. Er zijn wegen aangegeven waarlangs de zuurstofhuishouding stuurbaar is, maar aan de richting van de weg kan geen algemene geldigheid worden verbonden. Door gebruik van geavanceerde technologie zal de meetbaarheid verbeteren. De ruimtelijke verschillen in zuurstofhuishouding samenhangend met de heterogeniteit van het slootmilieu bemoeilijken het gebruik van de indicator.

Literatuur

Brock, Th. C. M., L. van Campen & B. Edlinger, 1980. Een oriëntatie op de funktie, biologie en beheer van sloten in Nederland. Katholieke Universiteit, Nijmegen, Laboratorium voor Aquatische Oecologie, 48 p.

Dijkzeul, A., 1982. De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1970 - 1981. Verkorte versie notanr. 82-061. Rijksinstituut voor Zuivering van Afvalwater, 23 p.

Gemeentewaterleidingen Amsterdam, 1982. Onderzoek Loosdrechtse Plassen in 1981. Laboratorium Weesperkarspel.

Gonggrijp, A., 1981. Biologische beoordeling van slootkwaliteit, een literatuurstudie en een voorstel voor onderzoek in Zuid-Holland. Hoogheemraadschap van Rijnland, Technische Dienst, afdeling Chemie en Technologie (in opdracht van Provinciale Waterstaat in Zuid-Holland), 93 p.

Kersting, K., 1983. Bimodal diel dissolved oxygen curves and thermal stratification in polder ditches. Hydrobiologia (in druk).

Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1981. Indicatief Meerjarenprogramma water 1980 - 1984. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij, 146 p.

RIN (Rijksinstituut voor Natuurbeheer), 1979. Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen, 392 p.

Segeren, W. A. & J. Luijendijk, 1981. Waterbeheersing landelijke gebieden. College polderinrichting. Technische Hogeschool Delft, Afdeling der Civiele Techniek.

Veeningen, R., 1982. Temporal and spatial variations of dissolved oxygen concentrations in some Dutch polder ditches. Hydrobiologia 95: 369 - 383.

Veeningen, R., G. L. S. Tripels & J. H. B. te Marvelde, 1982. Project polder research. In: S. Parma & R. D. Gulati (Eds.): Progress Report Limnological Institute. Verhandelingen Koninklijke Nederlandse Akademie van Wetenschappen Afdeling Natuurkunde, Reeks 2, 79: 40 - 43.

Veeningen, R., 1983. Zuurstofhuishouding in poldersloten. Eindrapport (in voorbereiding). Intern Verslag Limnologisch Instituut.

Waterschap Zuiveringschap Limburg, 1982. Monitorenonderzoek in 1981.

Karakterisering van stromende wateren met behulp van bioindicatoren: het geslacht *Hydropsyche* (Trichoptera)

L. W. G. Higler en H. H. Tolkamp

Inleiding

De aan- of afwezigheid van organismen wordt bepaald door biotische en abiotische factoren. Wanneer organismen herhaald bij dezelfde combinatie van factoren voorkomen, kunnen ze als kensoorten worden gebruikt voor het opstellen van typologieën en kwaliteitsbeoordelingssystemen. Organismen en combinaties van organismen functioneren dan als bio-indicatoren. De verschillende typen stromende wateren in ons land kunnen zo gekarakteriseerd worden door bepaalde soortencombinaties. Invloeden van kanalisatie en verontreiniging hebben veranderingen van de oorspronkelijke milieuomstandigheden tot gevolg, waardoor de samenstelling van de levensgemeenschappen wordt gewijzigd. Veel organismen fungeren in deze nieuwe situatie als bioindicatoren voor de veranderde toestand.

De meeste wateren in Nederland zijn voedselrijk, niet erg zuur en de stromende wateren stromen zelden hard. Dat betekent, dat een groot aantal diersoorten in veel wateren van verschillend type voor kunnen komen en dat omgekeerd veel watertypen moeilijk te karakteriseren zijn met behulp van één of weinig diersoorten. Hoe meer de milieuomstandigheden afwijken van die 'gemiddelde' toestand, hoe groter de kans op meer specifieke organismen met een duidelijke indicatorische waarde wordt. We zullen in het hier gepresenteerde onderzoek nagaan of het mogelijk is afzonderlijke soorten te gebruiken als bioindicator en kiezen daarvoor de soorten van de familie Hydropsychidae en meer in het bijzonder van het geslacht *Hydropsyche* (Trichoptera). De larven van deze kokerjuffers leven in allerlei typen stromende wateren.

Karakterisering van stromende wateren

Een indeling van stromende wateren in typen die door verschillende aquatische biocoenosen worden bewoond, dient gebaseerd te zijn op de van nature aanwezige mogelijkheden van klimaat en geomorfologie in Nederland. Er is een hiërarchisch systeem op te stellen via stroomgebieden naar de afzonderlijke waterlopen, zoals is voorgesteld in Higler 1981 (fig. 1). Een beek kan dan beoordeeld worden als milieu voor de fauna op grond van meetbare variabelen. Bij voldoende kennis van de milieueisen van de betreffende organismen kan ook de ónmogelijkheid van vestiging op deze manier worden vastgesteld. Dit is een belangrijke factor bij de beschouwing

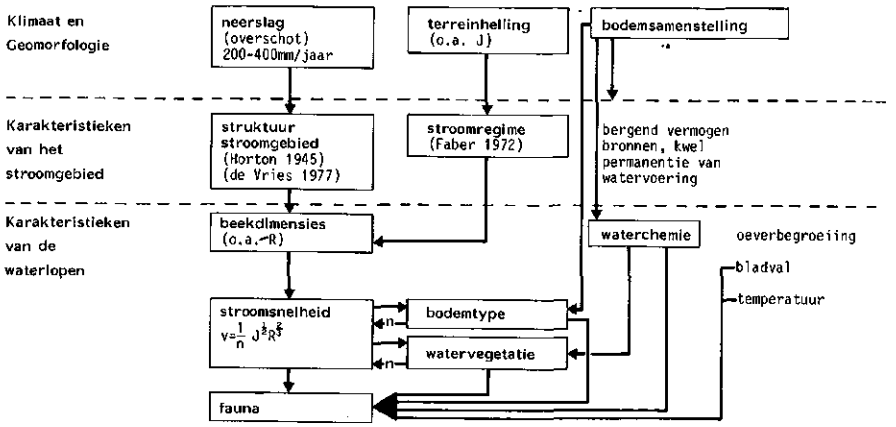


Fig. 1. Factoren die het karakter van een beek bepalen, o.a. als milieu voor planten en dieren. J = helling van de energielijn (verhang), R = hydraulische straal (maat voor de waterhoeveelheid per dwarsprofiel in meters), n = ruwheidsfactor (in beken tussen 0,025 en 0,050), v = stroomsnelheid in m/s.

van typische soorten van stromend water, omdat voor deze soorten in laaglandbeken vaak niet meer aan bepaalde minimumeisen wordt voldaan. Veranderingen in de hydrologie en/of de waterchemie in een stroomgebied kunnen in het schema van figuur 1 verwerkt worden, zodat vergelijking van de huidige en vroegere situatie op grond van dezelfde parameters dikwijls mogelijk zal zijn. Hierdoor wordt inzicht verkregen in de veranderingen van de randvoorwaarden voor de (co-)existentie van soorten (bijvoorbeeld Hydropsychidae).

Het geslacht Hydropsyche

Larven van de kokerjuffers van het geslacht *Hydropsyche* (en in ruimer verband van de familie Hydropsychidae) leven in allerlei typen stromende wateren en soms in meren. Uit buitenlands onderzoek is gebleken dat vertegenwoordigers van deze familie meestal slechts in beperkte trajecten van stroomsystemen voorkomen, waardoor een rivier van bron tot monding gekenmerkt wordt door specifieke soorten en soortencombinaties (Badcock, 1976; Edington & Hildrew, 1973; Gordon & Wallace, 1975; Verneaux & Faessel, 1976). Een dergelijke zonering werd eveneens gevonden voor soorten uit het kokerjuffergeslacht *Rhyacophila* (Marinković-Gospodnetić, 1966), maar deze is in Nederland niet te gebruiken, omdat de verspreiding ervan is beperkt tot Zuid-Limburg. Om de vraag te kunnen beantwoorden of een dergelijke zonering zich ook voordoet in Nederlandse stromende wateren, is het nodig om een overzicht te hebben van de verspreiding van de tien in Nederland voorkomende soorten van de familie Hydropsychidae onder zo ongestoord mogelijke omstandigheden (bioindicatoren voor watertypen). Om na te kunnen gaan of eventuele afwijkingen van deze zonering duiden op een reactie op veranderde milieuomstan-

digheden, dient de huidige verspreiding te worden vergeleken met de 'oorspronkelijke' verspreiding (bioindicatoren voor milieuverandering). Hierbij ontmoeten we een groot aantal problemen van diverse aard.

Allereerst zijn er weinig gegevens bekend uit de tijd dat de meeste Nederlandse rivieren en beken nog niet verontreinigd, gekanaliseerd of anderszins aangetast waren. Dan zijn er problemen op taxonomisch gebied, waardoor de larven en de imago's van sommige soorten bijvoorbeeld pas sedert een jaar of tien tot op het soortsniveau zijn te determineren. En als er al voldoende bekend is over een beek voor en na een ingrijpende wijziging, dan is daarmee nog geen causaal-analytische verklaring voor het verdwijnen van soorten gegeven. We kunnen correlaties vinden, maar eerst na toetsing hiervan onder vergelijkbare omstandigheden kunnen er relaties worden gelegd en zal er voldoende kennis van de organismen zijn om het gebruik ervan als bioindicatoren te rechtvaardigen.

Cheumatopsyche lepida (Pictet 1834) komt voor in de midden- en benedenloop van grotere rivieren van meer dan 40 m breed met stenige bedding (Badcock, 1976; Hildrew & Morgan, 1974; Dowling et al., 1981). Nielsen (1976) vermeldt, dat de larven een vrij sterke verontreiniging kunnen verdragen. De soort komt in alle ons omringende landen voor (Tobias & Tobias, 1981). Deze opgaven geven een vrij duidelijk beeld van het habitat van de soort. In Nederland zijn alleen enkele trajecten in de Maas geschikt. Kijken we naar de Nederlandse vindplaatsen, dan blijken er vier opgaven van imagovangsten te zijn, alle van voor 1889. Dit zijn Maastricht, Meerssen, St. Pieter en Arnhem, voorzien van de opmerking 'zeer algemeen langs de grote rivieren' (Albarda, 1889). Vermoedelijk waren de larven te vinden op plaatsen met grindbanken en bij kribben? Er zijn geen latere waarnemingen bekend. Mogelijke oorzaak voor het verdwijnen is de aanleg van stuwen, waardoor periodiek verlaging van de stroomsnelheid optrad, met als gevolg lage zuurstofgehaltes en sedimentatie van slib. Slib verstopt de mazen van het netje, waarmee de larven van Hydropsychidae hun voedsel verzamelen.

Er zijn nog drie soorten van het geslacht *Hydropsyche*, die in de grote rivieren thuishoren. Twee hiervan zijn eveneens verdwenen. Dit zijn *H. exocellata* Dufour 1841 en *H. ornatula* McLachlan 1878. Het materiaal van deze soorten zal nog eens zorgvuldig gedetermineerd moeten worden, omdat de oudere determinatieliteratuur onvoldoende zekerheid verschaft. De derde soort vertoont een interessant verspreidingsbeeld. Het is *H. contubernalis* McLachlan 1865, die vooral in midden- en benedenlopen van grote rivieren op stevig substraat gevonden wordt. Het is de enige soort van de familie, die momenteel in grote aantallen voorkomt in de Maas en de Rijn. Dat is echter in de Rijn niet steeds het geval geweest. Daar is de soort vermoedelijk enige tientallen jaren geleden geheel verdwenen (ook in de benedenloop in Duitsland). In 1976 werd in het traject in Nordrhein-Westfalen voor het eerst weer de aanwezigheid van larven geconstateerd en in 1978 werden de eerste larven in de IJssel gevonden (Van Urk, 1981). In de daarop volgende jaren nam de soort explosief toe. Veranderingen in dezelfde periode m.b.t. de chemische samenstelling van Rijnwater in positieve zin zijn de toename van het zuurstofgehalte, de afname

van het biochemisch zuurstofgebruik, het ammoniumstikstofgehalte, de olieverontreiniging, de cadmium-, kwik- en chroomconcentratie. Het nitraatstikstofgehalte is toegenomen (RIZA, 1982). Dit betekent een afname van de organische belasting en van het gehalte aan zware metalen. De afname van de organische belasting is zeker gepaard aan afname van het slibgehalte, maar het is niet te zeggen of het door deze afname komt, of door een van de andere factoren (of een combinatie van factoren), dat de omstandigheden voor *H. contubernalis* weer acceptabel zijn geworden. In ieder geval is het verschijnen en toenemen van de soort een duidelijke bioindicatie van een kwalitatieve verbetering van het Rijnwater.

De overige zes *Hydropsyche*-soorten komen voor in beken en kleine riviertjes; vier van de zes bijna alleen in Zuid-Limburg. *H. fulvipes* (Curtis 1834) en *H. saxonica* McLachlan 1884 zijn beperkt tot kleine, snelstromende bergbeekjes (first order streams) (Badcock, 1976; Hildrew & Morgan, 1974; Tobias & Tobias, 1981; Verneaux & Faessel, 1976; Wiberg-Larsen, 1980) en komen daar soms samen voor. In dit laatste geval verschillen de levenscycli sterk (Marinković-Gospodnetić, 1961). Wij hebben *H. saxonica* gevonden in een aantal zijbeekjes van de Geul, vaak als enige soort en eenmaal samen met *H. fulvipes*. *H. saxonica* werd door J. van Tol ook in een snelstromend traject van een Achterhoekse beek gevonden, terwijl we de soort verder nog in enkele grote beken en de Geul aantroffen. *H. fulvipes* stelt strengere eisen aan het milieu dan *H. saxonica*, maar beide komen alleen voor in niet-verontreinigde, kleine beekjes. *H. instabilis* (Curtis 1834) is eveneens een soort van snelstromende bergbeken, maar kan ook in wat grotere beken voorkomen (Badcock, 1976; Hildrew & Morgan, 1974; Verneaux & Faessel, 1976). Wij hebben de soort alleen in de Gulp, de Geul en enkele van haar zijbeken gevonden, hetgeen dus overeenkomt met de uit de literatuur bekende voorkeur. Het is een zuidelijke soort, die in Zuid-Limburg zijn noordelijkste verspreiding van het Europese vasteland bereikt.

H. siltalai Döhler 1963 wordt pas 20 jaar als soort onderscheiden en blijkt in de meeste Europese landen zeer algemeen te zijn in grotere beken en kleine riviertjes met snelstromend water in voornamelijk heuvelachtig gebied (Badcock, 1976; Hildrew & Morgan, 1974; Malicky, 1981). Deze soort kan nogal wat organische verontreiniging verdragen (Tobias & Tobias, 1981; Verneaux, 1974). In ons land komen alleen de grotere riviertjes in Limburg in aanmerking. Recente vindplaatsen zijn de Geul met enkele zijbeken en de Swalm. Oude waarnemingen van imago's van *H. instabilis* (Geul, Aalsbeek, Maas, Arnhem) behoren hogstwaarschijnlijk tot *H. siltalai*. De verspreiding in Nederland van de vier soorten komt overeen met het beeld, dat uit de geciteerde literatuur naar voren komt. Een grove indicatie voor het beektype valt hiermee zeker te geven. Alvorens op de precieze zonering in de beken in te gaan, zullen we de twee overgebleven soorten behandelen.

H. pellucidula (Curtis 1834) komt zowel in grotere rivieren als in kleine beekjes voor. De soort wordt vaak vergezeld door *H. siltalai*, maar gaat verder stroomafwaarts en kan langzamere stroming verdragen (Badcock, 1976; Boon, 1979; Hildrew & Morgan, 1974; Malicky, 1981; Philipson, 1957; Wiberg-Larsen, 1980). In Polen is

het de algemeenste soort in berg- en heuvellandbeken, maar wordt ook in laaglandbeken aangetroffen (Szczesny, 1974). Bij organische verontreiniging kunnen zeer hoge aantallen gevonden worden (Verneaux, 1974). Op grond van deze gegevens zou de soort een grote verspreiding in Nederland kunnen hebben, maar het aantal vindplaatsen is toch vrij beperkt (fig. 2). De meeste stromende wateren in Nederland hebben waarschijnlijk een te lage stroomsnelheid.

H. angustipennis (Curtis 1834) is de meest verspreide soort in ons land (fig. 3). De meeste auteurs benadrukken het voorkomen in kleine en grote beken die hogere temperaturen hebben en de grote resistentie tegen verontreiniging en lage zuurstofwaarden (Ambühl, 1959; Badcock, 1976; Hildrew & Morgan, 1974; Szczesny, 1974; Verneaux & Faessel, 1976; Wiberg-Larsen, 1980). Het is de enige soort die geregeld in stilstaand water aangetroffen is, maar ook daar wordt waterbeweging van steenoevers en de inlaat van beekjes opgezocht (Wichard & Unkelbach, 1974). Het is een typische soort voor laaglandbeken en -riviertjes, die samen met *H. pellucidula* en *H. siltalai* voor kan komen (Badcock, 1976; Statzner, 1979; Szczesny, 1974). Het zal duidelijk zijn, dat in dit geval de indicatorische waarde beperkt is tot beken, riviertjes en de brandingszone van grotere plassen of meren. Evenals bij de vorige soort is de

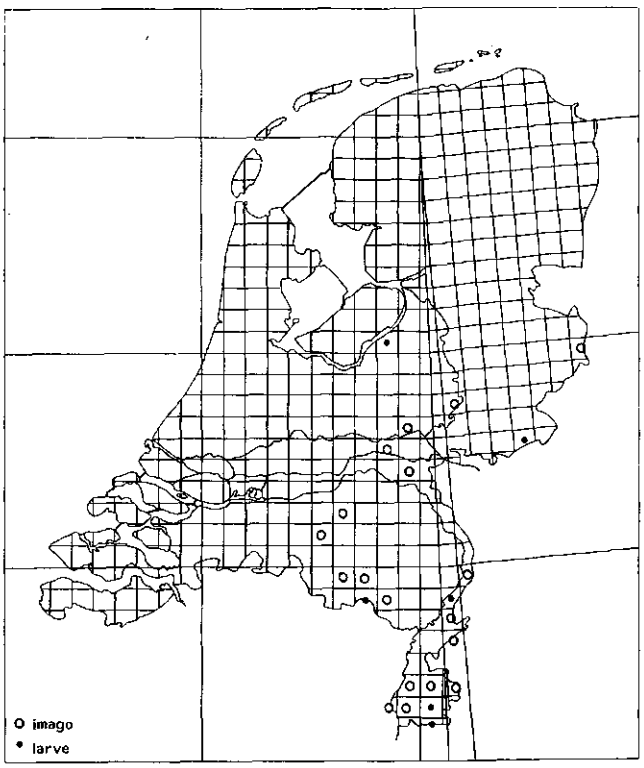


Fig. 2. De verspreiding van *Hydropsyche pellucidula* in Nederland.

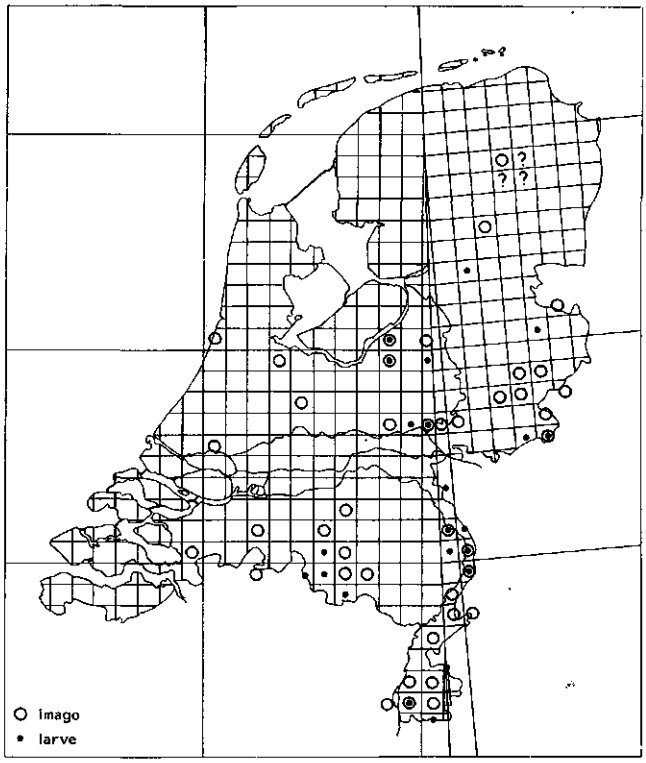


Fig. 3. De verspreiding van *Hydropsyche angustipennis* in Nederland.

indicatie voor veranderingen ten opzichte van de oorspronkelijke toestand van het milieu waarschijnlijk het belangrijkste.

Het natuurlijke verspreidingspatroon

Uit het voorgaande blijkt, dat er een reeks van *Hydropsyche*-soorten te vormen is, waarin ze gerangschikt worden naar hun voorkomen in stromende wateren. Uitgaande van kleine snelstromende bronbeekjes loopt de reeks via grotere snelstromende beken naar kleine riviertjes en uiteindelijk naar grote rivieren, zoals de Maas en de Rijn. In de meeste andere landen begint de reeks met een nog niet vermelde soort, *Diplectrona felix*, maar deze is in de Nederlandse bronbeken niet gevonden.

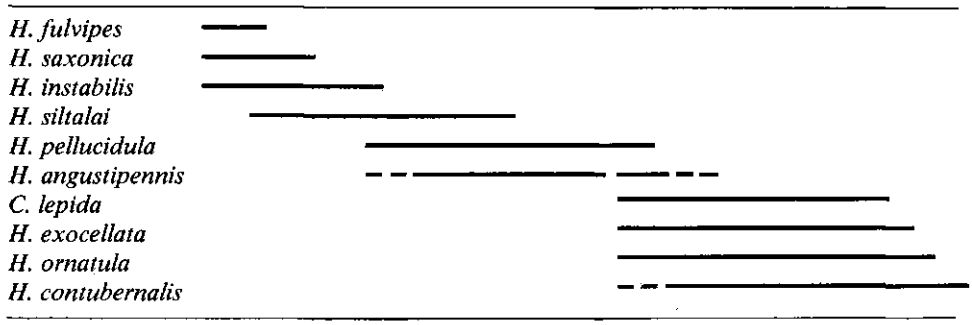
De soorten, die wel uit Nederland bekend zijn, kunnen worden gerangschikt volgens tabel 1, waarbij van links naar rechts de dimensies van de beek toenemen. De bovenste drie soorten zijn beperkt tot Zuid-Limburg, omdat vooral daar de kleine snelstromende bronbeekjes te vinden zijn. De overige soorten kunnen op meer plaatsen voorkomen. We zullen eerst onderzoeken of we de reeks in Zuid-Limburg kunnen aantreffen en kiezen daarvoor het Nederlandse deel van het stroomgebied

van de Geul. De Geul en haar belangrijkste zijbeek, de Gulp, komen vanuit België ons land binnen als klein riviertje, respectievelijk flinke beek. In het navolgende wordt de rangorde van beken aangegeven zoals is voorgesteld door Hynes (1970), waarbij een beek van de eerste orde een beekje zonder zijbeken voorstelt, een beek van de tweede orde ontstaat door samenvoeging van twee eerste orde beken en zo verder. In tabel 1 zou deze reeks van links naar rechts oplopen.

In de beekjes van de eerste orde die we onderzocht hebben en in enkele door Wolters (1980) geïnventariseerde beken komt (bijna) uitsluitend *H. saxonica* voor. In één beek werd *H. fulvipes* als begeleidende soort gevonden, in een andere een paar exemplaren van *H. instabilis* en *H. angustipennis*. In beken van de tweede orde domineerde *H. saxonica* voor 70 à 80% en werd begeleid door *H. pellucidula*, *H. instabilis* en *H. angustipennis*. In figuur 4 is de procentuele verhouding van deze soorten in de Gulp weergegeven. Opmerkelijk is, dat stroomafwaarts gaande *H. instabilis* toeneemt ten opzichte van *H. pellucidula*. Dit is niet in overeenstemming met tabel 1. Bij Gulpen komen bijna geen larven van *Hydropsyche* meer voor door de ernstige vervuiling.

In de Geul, die als beek van de derde/vierde orde kan worden bestempeld, is de situatie veel gecompliceerder (fig. 5). Hier worden zes soorten aangetroffen, waarvan enkele een fraaie zonering te zien geven, maar andere een moeilijk verklaarbaar verspreidingspatroon vertonen. *H. saxonica* en *H. instabilis* worden bijvoorbeeld meer stroomafwaarts gevonden dan *H. siltalai* en *H. pellucidula*. Dit is juist omgekeerd als verwacht zou mogen worden. *H. angustipennis* neemt een dominante positie in vanaf punt 5, hoewel bij Valkenburg (punt 10) de veel 'kritischer' soorten ineens weer opkomen. De vondst van *H. contubernalis* op punt 8 is ook al niet in overeenstemming met de verwachting. Kennelijk spelen andere factoren dan de zonering een belangrijke rol. Een van deze factoren is zonder twijfel de waterverontreiniging, welke vanaf punt 5 vanuit zijbeken en andere verontreinigingsbronnen plaats vindt. *H. angustipennis* is de enige soort die onder dergelijke omstandigheden nog goede overlevingskansen heeft, hoewel er na punt 11 ook voor deze soort beslist

Tabel 1. Opvolging van Hydropsychidae-soorten van bronbeekjes tot grote rivieren volgens de literatuur.



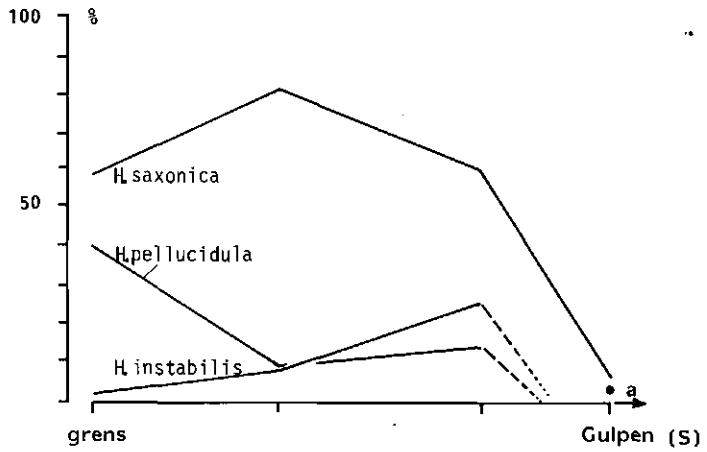


Fig. 4. De verdeling van *Hydropsyche*-soorten in de Gulp. Bij Gulpen werden slechts enkele exemplaren gevonden zodat hier geen procentuele verdeling is weergegeven (a = *H. angustipennis*). Op de overige bemonsteringspunten zijn honderden dieren gevonden. S = bemonsteringspunten.

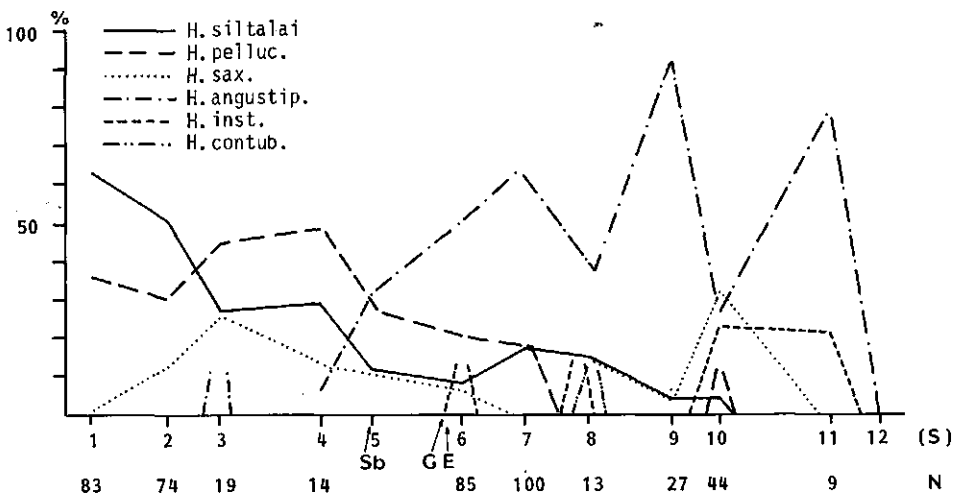


Fig. 5. De verdeling van *Hydropsyche*-soorten in de Geul vanaf de grens (1) tot Meerssen (12). S = bemonsteringspunten, N = aantallen per bemonsteringspunt, Sb, G en E zijn grote zijbeken, die bij punt 5 en voor 6 in de Geul uitmonden.

geen mogelijkheden meer zijn. Vermoedelijk is het voor zo sterk door menselijke invloeden veranderde grote beken als de Geul niet meer mogelijk veel indicatorische waarde m.b.t. de zonering van *Hydropsyche*-soorten af te leiden. Er zijn te weinig waarnemingen – vooral uit het verleden – om te controleren of de theoretisch te formuleren zonering hier ook geldig is. Om iets meer over de indicatorische waarde

voor veranderingen van de oorspronkelijke toestand te kunnen zeggen, ontbreekt daarom de basis. Er is meer detailonderzoek nodig om toch inzicht te krijgen in de discriminerende factoren die leiden tot het afwijkende verspreidingspatroon van *Hydropsyche*-soorten in de Geul. Voor dergelijke exercities is een bemonstering van de gehele macrofaunalevensgemeenschap een veel betere indicatie, waarbij autecologische kennis van *Hydropsyche*-soorten slechts aanvullende informatie verschaft.

Hydropsyche in laaglandbeken

Buiten Zuid-Limburg hebben we voornamelijk te maken met twee soorten, *H. pellucidula* en *H. angustipennis*. De laatste is de algemeenste en wordt ook altijd gevonden als *H. pellucidula* ergens voorkomt. De indicatorwaarde van deze soorten is in laaglandbeken aanzienlijk. We zullen dit aan de hand van twee voorbeelden toelichten.

In de Tongelreep komt een goed ontwikkelde populatie van *H. pellucidula* voor op plaatsen waar het water met hoge snelheid over stenen stroomt (80 – 100 cm/s). De breedte en diepte van de beek zijn vergelijkbaar met de Geul in het middentraject (bemonsteringspunten 3 t/m 6). Naast *H. pellucidula* komt *H. angustipennis* voor in lagere aantallen (3:1). In een zijbeekje, de Princenloop, komt *H. angustipennis* voor en op de plaats waar deze in de Tongelreep komt, bestaat de populatie voor ongeveer 80% uit *H. angustipennis* en 20% uit *H. pellucidula*. Honderd meter stroomafwaarts van dit punt is de verhouding 1/1 (Wolters, 1980). Op de plaatsen waar *H. pellucidula* optimaal voorkomt heersen zeer hoge stroomsnelheden. *H. angustipennis* neemt genoegen met veel lagere stroomsnelheden en stevig substraat in de vorm van stenen, takken e.d. De temperatuur in het kleinere zijbeekje is wellicht 's zomers ook aanzienlijk hoger, zodat het milieu voor *H. pellucidula* niet geschikt is.

In de Hierdense beek, waar beide soorten eveneens voorkomen, wordt *H. pellucidula* slechts op enkele korte trajecten gevonden, waar het water met verhoogde snelheid over stenen, grind en een kunstmatig watervalletje stroomt. De stroomsnelheid is hier hoger dan elders door versmalling van de beek. *H. angustipennis* komt overal in de beek voor waar vast substraat aanwezig is. De plaatsen waar *H. pellucidula* voorkomt worden gekenmerkt door hogere minimum-stroomsnelheden dan op andere plaatsen in de beek zijn waargenomen. Dit is een essentiële milieufactor, omdat de stroomsnelheden in veel laaglandbeken in de zomer sterk kunnen afnemen. *H. angustipennis* kan zich dan nog handhaven. Beide soorten worden in de Hierdense beek bedreigd door slibtransport en periodieke verontreiniging met drijfmest (Higler & Repko, 1981).

Hoewel de resistentie tegen organische verontreiniging van met name *H. angustipennis* vrij groot is, verdwijnen beide soorten uit de meeste Nederlandse laaglandbeken. De belangrijkste oorzaken hiervoor zijn veranderingen in het hydrologische regime, waardoor de stroomsnelheid permanent of tijdelijk te laag wordt en er zuurstofgebrek en sedimentatie van fijn slib ontstaat. Zuurstofarmoede komt vooral tot uiting bij verontreiniging, zodat dit indirect mede een oorzaak van het verdwijnen

vormt. Verontreiniging met toxische componenten en vernietiging van het habitat door kanalisatie van beken zijn vanzelfsprekend directe oorzaken voor de achteruitgang van *Hydropsyche*-soorten in Nederland.

Bij het onderzoek in laaglandbeken kunnen de *Hydropsyche*-soorten zeker gebruikt worden als bioindicator, maar een probleem blijft hierbij dat de aan- of afwezigheid moet worden geprojecteerd tegen de achtergrond van de potentiële verspreiding in ons land. Het heeft geen zin om de afwezigheid van *H. saxonica* in Drenthe als bioindicator in negatieve zin te gebruiken als de Drentse beken nooit geschikt zijn geweest voor deze soort. Het is daarom nodig criteria te gebruiken voor een beekindeling, die onafhankelijk zijn van recente veranderingen in waterkwaliteit en stroomregime.

Conclusie

Het begrip bioindicator is in de inleiding gedefinieerd als (levende) maatstaf voor een toestand. We hebben ons de vraag gesteld of het mogelijk is soorten van het geslacht *Hydropsyche* te gebruiken als bioindicator voor een natuurlijke toestand van Nederlandse beken en in tweede instantie als bioindicator voor veranderingen van die toestand. De natuurlijke toestand kan geanalyseerd worden met behulp van het schema van figuur 1. De resultaten van het onderzoek wijzen uit dat de afzonderlijke soorten meestal niet gebruikt kunnen worden voor een voldoende duidelijke karakterisering van stromende wateren. Uitzonderingen zijn de kleine snelstromende beekjes in Zuid-Limburg. Aangezien laaglandbeken onderling grote verschillen vertonen, is karakterisering in meer typen noodzakelijk. Hiervoor kan men niet volstaan met afzonderlijke soorten, maar moet men combinaties van soorten uit verschillende diergroepen gebruiken.

Veranderingen in de natuurlijke toestand, inclusief het hydrologische regime en de chemische samenstelling van het water, kunnen alleen aangetoond worden in gevallen waar de natuurlijke toestand bekend was. Dit betekent dat de soorten bruikbaar zijn voor de kleine bronbeekjes in Zuid-Limburg en in beperkte mate voor laaglandbeken. Ook in dit geval is gebruik van soortencombinaties een betere methode, waarbij de *Hydropsyche*-soorten wel deel van deze combinaties uit moeten maken.

Verantwoording

De meeste verspreidingsgegevens van de volwassen *Hydropsyche*-soorten werden verstrekt door Dr. D. C. Geijskes te Oegstgeest, waarvoor wij hem ten zeerste danken.

Literatuur

Albarda, H., 1889. Catalogue raisonné et synonymique des Névroptères, observés dans les Pays-Bas et dans les Pays limitrophes. Tijdschrift voor Entomologie 32: 211 - 376.

Ambühl, H., 1959. Die Bedeutung der Strömung als ökologischer Faktor. Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie 21: 133 - 264.

Badcock, R. M., 1976. The distribution of the Hydropsychidae in Great Britain. Proceedings of the First International Symposium on Trichoptera, 1974. Junk, The Hague. p. 49 - 58.

Boon, P. J., 1979. Studies on the spatial and temporal distribution of larval Hydropsychidae in the North Tyne river system (Northern England). Archiv für Hydrobiologie 85: 336 - 359.

Dowling, C., J. P. O'Connor & M. F. O'Grady, 1981. A baseline survey of the Caragh, an unpolluted river in southwest Ireland: observations on the macroinvertebrates. Journal of Life Sciences, Royal Dublin Society 2: 147 - 158.

Edington, J. M., 1968. Habitat preferences in net-spinning caddis larvae with special reference to the influence of water velocity. Journal of Animal Ecology 37: 675 - 692.

Edington, J. M. & A. G. Hildrew, 1973. Experimental observations relating to the distribution of net-spinning Trichoptera in streams. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 18: 1549 - 1558.

Faber, Th., 1972. Regimes and regime-related basin properties of some Dutch small rivers. Thesis Vrije Universiteit Amsterdam, 186 p.

Gordon, A. E. & J. B. Wallace, 1975. Distribution of the family Hydropsychidae (Trichoptera) in the Savannah River Basin of North Carolina, South Carolina and Georgia. Hydrobiologia 46: 405 - 423.

Higler, L. W. G., 1981. Beken in Nederland. Natuur en Milieu nov/dec 1981: 4 - 8.

Higler, L. W. G. & F. F. Repko, 1981. The effects of pollution in the drainage area of a Dutch lowland stream on fish and macro-invertebrates. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 21: 1077 - 1082.

Hildrew, A. G. & J. C. Morgan, 1974. The taxonomy of the British Hydropsychidae (Trichoptera). Journal of Entomology Series B Taxonomy 43: 217 - 229.

Horton, R. E., 1945. Erosional development of streams and their drainage basin: hydrophysical approach to quantitative morphology. Bulletin of the Geological Society of America 56: 275 - 370.

Hynes, H. B. N., 1970. The ecology of running waters. University of Toronto Press, 555 p.

Malicky, H., 1981. Der Indikatorwert von Köcherfliegen (Trichoptera) in grossen Flüssen. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für Algemeine und Angewandte Entomologie 3: 135 - 137.

Marinković-Gospodnetić, M., 1961. The dynamics of populations of Hydropsyhe fulvipes Curtis and Hydropsyche saxonica McLachlan (Trichoptera). Godišnjak Biologiškog Instituta u Sarajevu 14: 15 - 84.

Marinković-Gospodnetić, M., 1966. The distribution of the caddis-flies populations in a small mountain stream. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Limnologie 16: 1693 - 1695.

Nielsen, A., 1976. Discussion on Badcock, Proceedings of the First International Symposium on Trichoptera, 1974. Junk, The Hague, p. 57.

Philipson, G. N., 1957. Records of caddis-flies (Trichoptera) in Northumberland with notes on their seasonal distribution in Plessey Woods. Transactions of the Natural History Society of Northumberland (New Series) 12: 77 - 92.

RIZA, 1982. De waterkwaliteit van de Rijn in Nederland in de periode 1970 - 1981. Nota 82/061 van het Rijksinstituut voor de Zuivering van Afvalwater. 112 p.

Statzner, B., 1979. Der obere und untere Schierenseebach (Schleswig-Holstein). Strukturen und Funktionen in zwei norddeutschen See-Ausfluss-Systemen, under besonderer Berücksichtigung der Makroinvertebraten. Dissertatie Kiel, 551 p.
Szczesny, B., 1974. Larvae of the genus Hydropsyche (Insecta: Trichoptera) from Poland. Polskie Archiwum Hydrobiologii 21: 387 - 390.
Tobias, W. & D. Tobias, 1981. Trichoptera Germanica I: Imagines. Courier Forschungsinstitut Senckenberg 49: 1 - 671.
Urk, G. van, 1981. Veranderingen in de macro-invertebraten-fauna van de IJssel. H_2O 14: 494 - 499.
Verneaux, J., 1974. Les structures d'un grand cours d'eau à Salmonidés: La Loue (Massif du Jura). Essai typologique et problèmes des relations entre espèces et milieu. Annales de Limnologie 10: 131 - 162.
Verneaux, J. & B. Faessel, 1976. Larves du genre Hydropsyche (Trichoptères Hydropsychidae) Taxonomie, données biologiques et écologiques. Annales de Limnologie 12: 7 - 16.
Vries, J. J. de, 1977. The stream network in The Netherlands as a groundwater discharge phenomenon. Geologie en Mijnbouw 56: 103 - 122.
Wiberg-Larsen, P., 1980. Key to the larvae of the Danish Hydropsychidae (Trichoptera) with notes on distribution and ecology. Entomologiske Meddelelser 47: 125 - 140.
Wichard, W. & G. Unkelbach, 1974. Köcherfliegen (Trichoptera) der Eifeler Maare. Decheniana 126: 407 - 413.
Wolters, I., 1980. Hydropsyche in Nederland. Een aanzet tot de inventarisatie van de verspreiding en de ekologische gegevens. Verslag LH/NB 535, 26 p.

Zoöplankton en de 'grazing' ervan als indicatoren voor de waterkwaliteit

R. D. Gulati

Inleiding

De kwaliteit van ons oppervlaktewater wordt sterk beïnvloed door menselijke activiteiten waarbij een overmaat aan nutriënten wordt toegevoerd in de vorm van industriëel en huishoudelijk afvalwater en water afkomstig van bemeste landbouwgrond. Dit noemt men eutrofiëring. Eutrofiëring is een natuurlijk proces dat versneld kan worden door menselijke invloed en tot ongewenste gevolgen kan leiden die men vervuiling noemt. Voor eutrofiëring en vervuiling bestaan indicatoren die veranderingen van de waterkwaliteit kunnen registreren. Deze indicatoren hebben betrekking op zowel structurele als functionele eigenschappen van ecosystemen.

In dit hoofdstuk wordt de mogelijkheid onderzocht om gegevens over de zoöplanktonsamenstelling en graasactiviteit te gebruiken als indicatoren voor de waterkwaliteit. Er zijn slechts weinig pogingen gedaan om veranderingen in de soortensamenstelling van het zoöplankton en de snelheid van de voedselopname te correleren met de waterkwaliteit onder natuurlijke omstandigheden. Omdat het herbivore zoöplankton een centrale plaats inneemt tussen de autotrofen, zoals algen (fytoplankton) en carnivoren (vissen), vormt het een belangrijke schakel in de voedselketen van aquatische ecosystemen (Gulati et al., 1982). De strategische posititie, die het zoöplankton inneemt zowel wat betreft voedselopname en energiestroom door het ecosysteem, als wat betreft de gevoeligheid voor natuurlijke en door de mens veroorzaakte veranderingen, maakt zoöplankton bruikbaar als parameter voor de waterkwaliteit. Door metingen van de graassnelheid van zoöplankton in het veld is aangetoond (Haney, 1971; Gulati, 1975; Gulati et al., 1982) dat zoöplankton al het beschikbare zwevende materiaal, zoals dode organische stof, algen en bacteriën, in principe in één tot drie dagen kan opnemen en gedeeltelijk assimileren. In een periode van topactiviteit echter kan het zoöplankton al het beschikbare voedsel in vier tot twaalf uur opmaken. Het is de laatste jaren duidelijk geworden dat zoöplankton een belangrijke en kritieke schakel is in zoetwater-ecosystemen. Hoge groei-en reproduktiesnelheden van zoöplankton duiden op een hoge voedselkwaliteit (Allan, 1976). De vervanging van een bepaalde groep zoöplanktonsoorten door een andere is verbonden met veranderingen in voedselrijkdom (Bogdan & McNaught, 1975) en mogelijk ook voedselkwaliteit. Zoöplanktonsoorten, met name *Daphnia*, kunnen daarom gebruikt worden als indicator voor de milieutoestand. Het begrip trofiegraad geeft de toestand aan en wordt aangeduid met de termen oligotroof, mesotroof en eutroof.

De structuur van de zoöplanktongemeenschap

Het is bij biologen al lange tijd bekend dat sommige zoöplanktonsoorten onder nauw begrensde omstandigheden voorkomen, terwijl andere soorten meer algemeen zijn. De aanwezigheid van een bepaalde soort zou dus op bepaalde ecologische omstandigheden kunnen wijzen. Toch kunnen in milieus die veel op elkaar lijken heel verschillende soorten worden aangetroffen. Overeenkomstige soorten hoeven ook niet noodzakelijk overeenkomstige milieus aan te duiden. De indicatieve waarde van een soort is het resultaat van een gecompliceerde interactie tussen het dier en zijn milieu.

Soortensamenstelling

Verschillende onderzoekers hebben de laatste tijd aangetoond dat zoöplanktonsoorten betere indicatoren zijn voor de trofiegraad dan algemeen werd aangenomen (Gannon & Stemberger, 1978). Vergeleken met het fytoplankton zijn de concentraties van het zoöplankton laag, de organismen zijn groter en het aantal soorten is kleiner. Deze drie kenmerken kunnen uitstekend dienst doen om zoöplankton te gebruiken als indicator. Door zijn plaats tussen fytoplankton en vissen reageert het zoöplankton snel op milieuveranderingen die betrekking hebben op algen- en visbestand in het water. Predatie-activiteiten van vissen en andere planktivore organismen beïnvloeden gewoonlijk de relatieve abundantie van grote en kleine zoöplanktonsoorten, met name een vervanging van grotere door kleinere soorten in de loop van de tijd (o.a Brooks & Dodson, 1965; Hall et al., 1976). De zoöplanktonstructuur en -dynamiek kunnen ook beïnvloed worden door andere veranderingen in levensgemeenschappen, bijvoorbeeld vissterfte. Bernardi & Giussani (1978) vonden een relatie tussen de toename in grootte van *Daphnia* en massale vissterfte door een kieuwziekte. Hrbácek & Hrbácková-Esslová (1966) onderstrepen het belang van het gebruik van *Daphnia*-soorten als biologische indicatoren voor ecologische eigenschappen van wateren.

Onder natuurlijke omstandigheden verlopen de veranderingen in de soortensamenstelling waarschijnlijk zo langzaam dat zelfs na tientallen jaren registratie de veranderingen moeilijk zijn aan te tonen. In gevallen van versnelde eutrofiëring echter kunnen soorten die gevoelig zijn voor veranderingen verdwijnen, terwijl minder gevoelige blijven en nieuwe soorten verschijnen. Slechts in enkele meren is de zoöplanktonsamenstelling continu geregistreerd en zijn veranderingen vastgesteld. Vergelijkende gegevens over meren in dezelfde of overeenkomstige geografische gebieden, maar van verschillende trofiegraad, zijn gepubliceerd door verschillende Amerikaanse (Gannon & Stemberger, 1978) en Europese (Pejler, 1965) onderzoekers.

Volgens Gannon & Stemberger (1978) zijn de calanoïde copepoden *Limnocalanus macrurus* en *Senecella calanoides* uitstekende indicatoren voor oligotrofie. Beide soorten zijn koud-stenotherm en komen in zuurstofrijk water voor. Dat

L. macrurus tussen 1950 en 1960 bijna verdwenen was uit het Eriemeer wordt gezien als een gevolg van een verandering in de waterkwaliteit. Ook uit het onderzoek van Pejler (1965) aan Zweedse meren blijkt dat deze soort aan oligotrofe omstandigheden is gebonden. In het Grote-Merengebied (Noord-Amerika) is ook *Diaptomus sicilis* als indicator voor oligotrofie gebruikt. Deze soort en *Holopedium gibberum*, die ook als indicator voor oligotrofie wordt genoemd (Pejler, 1965), kunnen slechts op beperkte schaal worden gebruikt omdat ze in een groot aantal verschillende habitats voorkomen (Gannon & Stemberger, 1978). *Eudiaptomus gracilis*, een algemeen voorkomende calanoïde copepode in Europese meren, heeft blijkbaar voorkeur voor oligo- en mesotrofe wateren. In duidelijke eutrofe wateren in Nederland ontbreekt deze soort vrijwel geheel. Zowel voor *E. gracilis* als voor *E. graciloides* schijnen echter geografische barrières een belangrijke factor te zijn voor de tegenwoordige verspreiding.

Van de cladoceren komen *Daphnia cristata* en *D. galeata* in min of meer oligotrofe en *D. cucullata* in eutrofe wateren voor. Deze laatste soort wordt in Nederland echter aangetroffen in meren van zeer verschillende trofiegraad, zodat zijn waarde als indicator twijfelachtig is. Het gebruik van *Bosmina*-soorten als indicator stuit op taxonomische problemen. Frey (1969) vond in meren die van oligotroof eutroof werden dat *B. coregoni* door *B. longirostris* werd vervangen; dit in tegenstelling met Gulati (1972) die beide soorten tezamen waarnam in sterk eutrofe Nederlandse meren (Beattie et al., 1978). *Chydorus sphaericus*, een litorale soort die ook wel in open water voorkomt, is te gebruiken als indicator voor eutrofie; dit werd ondersteund door paleolimnologische gegevens (Frey, 1969).

Rotatoren hebben weinig aandacht gekregen als indicatoren voor waterkwaliteit, vooral omdat ze in gefixeerde monsters moeilijk te determineren zijn. Bij het gebruik van planktonnetten met een maaswijdte van circa 0,1 mm zullen bovendien de meeste raderdieren door de mazen ontsnappen. Hierdoor worden het aantal aanwezige soorten en hun abundantie onderschat. Dit maakt rotatoren dus minder geschikt als indicatoren voor de trofiegraad van wateren.

Uit een onderzoek aan Zweedse meren (Pejler, 1965) en uit de Europese literatuur komen verschillende soorten rotatoren naar voren die als indicator kunnen dienen. Gannon & Stemberger (1978) vermelden in hun samenvatting van Europees en eigen onderzoek 19 soorten, waarvan er 11 door drie of meer onderzoekers als indicator voor eutrofie werden beschouwd. De gegevens van een eutroof tropisch meer (Duncan & Gulati, 1981), van enkele Nederlandse meren van verschillende trofiegraad en van het Zweedse meer Trummen (Andersson et al., 1973) ondersteunen de vondsten van vroegere onderzoekers. Kenmerkend voor eutrofe wateren zijn de volgende soorten: *Anuraeopsis fissa, Pompholyx sulcata, Polyarthra euryptera, Trichocerca cylindrica, T. pusilla, Brachionus angularis, Filinia longiseta* en *Keratella cochlearis* f. *tecta*. In het hypertrofe meer Trummen is de trofiegraad door saneringsmaatregelen aanzienlijk gedaald; reeds na een jaar was *A. fissa* verdwenen en namen *T. pusilla, B. angularis* en *Keratella quadrata* drastisch in aantal af (Andersson et al., 1973).

Het aantal soorten raderdieren dat als indicator voor oligotrofie wordt beschouwd is klein. De soorten die Pejler (1965) opsomt voor Zweedse en andere Europese wateren zijn – met enkele uitzonderingen – ook door Gannon & Stemberger (1978) in Noord-Michigan gevonden. De genoemde soorten hebben gewoonlijk een ruime verspreiding, zodat hun waarde als indicator beperkt is. *Kellicottia longispina* komt voor in oligo-mesotrofe wateren in Michigan en vermijdt eutrofe milieus (Pejler, 1965). Deze soort komt talrijk voor in de koudere, diepe lagen van de kleine gestratificeerde plas Vechten bij Utrecht, maar wordt ook sporadisch in eutrofe meren gevonden.

Samenstelling van de gemeenschap

Het voorkomen van bepaalde soorten kan afhankelijk zijn van de pH, het geleidingsvermogen, het humusgehalte en de vervuilingsgraad (Pejler, 1965). De structuur van de zoöplanktongemeenschap kan worden uitgedrukt in parameters zoals de diversiteitsindex; helaas ontbreken dergelijke gegevens over verschillende watertypes. De 'principal component'-analyse en de clustertechniek bleken bruikbare nieuwe benaderingswijzen te zijn (Gannon & Stemberger, 1978).

Veranderingen in de structuur van de gemeenschap kunnen aanwijzingen geven over de snelheid waarmee de eutrofiëring voortschrijdt en over de predatiedruk door vissen. De eerste geeft informatie over de voedselkwaliteit en de abundatie van het zoöplankton terwijl de tweede resulteert in mortaliteit en daardoor de soortensamenstelling beïnvloedt. Veranderingen in de soortensamenstelling en hun abundatie, kunnen veranderingen in trofiegraad of van milieufactoren weergeven.

In het Ontariomeer (Canada) namen bijvoorbeeld de copepoden af van 81% van de totale crustaceeën in 1939 tot 16 – 52% in 1969 – 1972 (McNaught & Buzzard, 1973). McNaught (1975) weet deze afname aan toenemende eutrofiëring en de daarmee gepaard gaande veranderingen in grootte en opnamesnelheid van voedseldeeltjes door zoöplankton. Ook Bradshaw (1964) schreef de toename van de cladocerenconcentratie in het Eriemeer gedeeltelijk toe aan een aanzienlijke toename van het fytoplankton. Patalas (1972) stelde een bepaalde trend vast bij het zoöplankton in een reeks meren met toenemende trofiegraad. In volgorde van het oligotrofe Bovenmeer, via het Huronmeer en Ontariomeer naar het eutrofe Eriemeer, namen de calanoïden *Diaptomus sicilis* en *D. ashlandi* in betekenis af, terwijl cyclopoïden en cladoceren steeds dominanter werden. Hij legde een verband tussen deze veranderingen en de toenemende fosfaat- en chlorofyl-gehaltes. Gannon (Gannon & Stemberger, 1978) vond een dergelijk verband in het Michiganmeer. In het gebied tussen het Michiganmeer en het Huronmeer is de verhouding tussen calanoïde copepoden en cyclopoïde copepoden plus cladoceren in de voedselrijke oeverzone veel lager dan in het midden. Met de gebruikte statistische methoden konden zelfs kleine verschillen in fysisch/chemische en biologische omstandigheden ontdekt worden.

De genoemde verhouding blijkt een goede index te zijn voor trofie. Hij kan

waarschijnlijk ook goed worden gebruikt in Nederlandse meren, daar calanoïden in de meeste onderzochte eutrofe en hypertrofe meren ontbreken of slechts in geringe getale voorkomen, terwijl daarentegen in oligo-mesotrofe wateren als Vechten (Gulati et al., 1982) en andere minder eutrofe wateren zoals de Grote Maarsseveense Plas en Wijde Blik *Eudiaptomus* sp. een belangrijk bestanddeel van de crustaceeënpopulatie vormt. Ook in het Hilversums Kanaal en de Wijde Blik, die beide onder invloed van het sterk vervuilde Vechtwater staan, gaat de afname in trofie gepaard met een afname van de rotatorensoorten en een toename van de cladocerensoorten. Een vergelijking van verschillende zoöplanktongemeenschappen kan dus nieuwe inzichten opleveren over de trofiegraad van verschillende wateren.

Het grazen van zoöplankton

De groei en dynamiek van het zoöplankton worden beïnvloed door veranderingen in de algenpopulaties, die op hun beurt afhankelijk zijn van de nutriëntenvoorziening. Het verband tussen de biomassa van het zoöplankton en zijn voedsel is echter niet lineair maar volgt ongeveer de Michaelis-Menten-curve. Een toename in trofie tengevolge van eutrofiëring of vervuiling heeft dan ook niet noodzakelijkerwijs een evenredige toename van de zoöplanktonbiomassa tot gevolg. Deze biomassa-relaties zijn complex door functionele reacties van het zoöplankton. De laatste komen tot uiting in de graasactiviteit, die gemeten kan worden als filtratie per soort of filtratie door de gehele gemeenschap (Gulati et al., 1982).

De verhouding tussen de zoöplankton- en de fytoplankton-biomassa

Kwaliteit en kwantiteit van het beschikbare voedsel (fytoplankton, detritus en bacteriën) zullen de fecunditeit en dus – bij een gegeven mortaliteit – de hoeveelheid van het zoöplankton bepalen. De verhouding tussen de biomassa's van zoöplankton en fytoplankton zou ons kunnen inlichten over de ecologische efficiëntie van de energie-overdracht in relatie tot de trofiegraad van wateren. Verschillende onderzoekers (McCauley & Kalff, 1981) hebben aanwijzingen gevonden voor een afname van deze verhouding bij een toename in trofie. In Nederlandse meren met een zeer uiteenlopende trofiegraad nam de verhouding tussen zoöplankton en seston af van 0,4 bij oligo-mesotrofe meren tot ongeveer 0,05 bij hypertrofe meren, terwijl de sestonconcentratie sterk toenam (figuur 1).

Van belang is de sterke daling van de verhouding tussen zoöplankton en seston die optreedt bij een toename in seston van 0,5 tot 1,0 mg $C \cdot l^{-1}$. Eutrofe en hypertrofe meren hebben een zoöplankton-seston-verhouding van circa 0,05, terwijl de sestonconcentraties van ongeveer 5 tot 11 mg $C \cdot l^{-1}$ variëren (figuur 1). De blauwalgen die in de zomer in de meeste ondiepe eutrofe meren een belangrijk aandeel hebben in de fytoplanktonbiomassa, worden nauwelijks door het zoöplankton als voedsel gebruikt, in tegenstelling tot het uit zeer kleine flagellaten en andere algen bestaande nanoplankton. Wanneer de biomassa niet in samenhang met het ecosysteem wordt

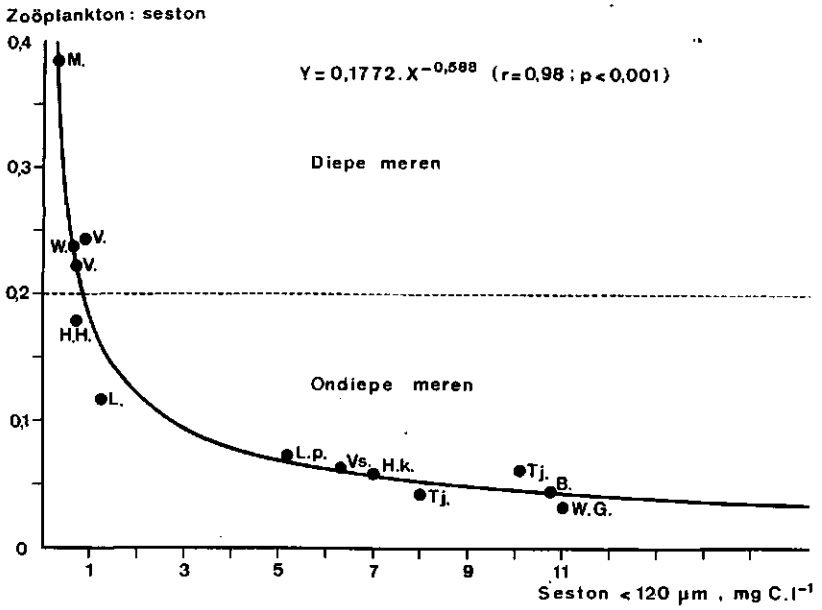


Fig. 1. Regressie-relatie tussen sestonconcentratie en verhouding zoöplankton/sestonbiomassa in Nederlandse meren van uiteenlopende trofiegraad. Elke cirkel is het gemiddelde van minstens 6 bepalingen in de periode mei-oktober. Onderzochte wateren: M: Maarsseveense Plas; V: Vechten; W: Wijde Blik; HH: Het Hol; L: Loenderveense Plas; Lp: Loosdrechtse Plassen; Vs: Vuntus; HK: Hilversums Kanaal; Tj: Tjeukemeer; B: Breukeleveense Plas; WG: Wijde Gat.

bestudeerd, kan dit leiden tot onjuiste conclusies over de waterkwaliteit. Daarom is het belangrijk dat men rekening houdt zowel met de predatiedruk van vissen op de zoöplanktonbiomassa als met de graasintensiteit van het zoöplankton op de sestonconcentratie.

Filtratie van zoöplankton

De filtreersnelheid (F) en de voedselopname van het zoöplankton worden, behalve door de temperatuur, sterk beïnvloed door de voedselconcentratie: F neemt af bij een toename van de voedselconcentratie. Beneden een bepaalde concentratie, de 'incipient limiting level' (ILL), is de filtreersnelheid maximaal, daarboven neemt hij eerst snel, later geleidelijk af. De voedselopname neemt eerst toe met de voedselconcentratie en bereikt een plateau boven ILL.

Een vergelijking van de filtreersnelheid van bijvoorbeeld de planktoncrustaceeën uit verschillende meren, per soort of gemeenschap, kan informatie verschaffen over de voedselconcentratie en de beschikbaarheid van het voedsel, dus over de waterkwaliteit. Verschillende methoden zijn tegenwoordig beschikbaar om de filtreersnelheid te meten. Voor het onderling vergelijken van meren is een kalibratie van de te gebruiken methoden of het toepassen van een zelfde onderzoekmethode gewenst.

In dit onderzoek worden Nederlandse meren met verschillende trofiegraad vergeleken op basis van de F, uitgedrukt als a) de 'specific filtering rate' (SFR) (figuur 2) van de hele zoöplanktongemeenschap van het meer en b) als F van de indicatorsoort *Daphnia magna* met water en voedsel uit de verschillende meren (figuur 3). In beide gevallen stond de afname in F duidelijk in verband met de toename in voedselconcentratie en de trofiegraad. In figuur 2 is het duidelijk dat de SFR meer dan een factor 10 verschilt tussen oligo- tot mesotrofe meren als de Grote Maarsseveense Plas en Vechten enerzijds en de eutrofe en hypertrofe Loosdrechtse Plassen, het Tjeukemeer en de Breukeleveense Plas anderzijds. Voor F bij *D. magna* was het verschil nog groter. Zelfs het gebruik van *Chlorella* om nog hogere voedselconcentraties te testen dan die voorkomen in de meest eutrofe plassen zoals het Wijde Gat (WG) en Vuntus (VS) had geen nadelige invloed op de correlatie tussen voedselconcentraties en de afname van F. *D. magna* kan goed als indicator voor voedselbeschikbaarheid en waterkwaliteit worden gebruikt, omdat deze soort voedseldeeltjes van verschillende grootte kan affiltreren (Geller & Müller, 1981). Ondanks een verschil in helling lijken de curves in figuur 2 en figuur 3 veel op elkaar. Het traject waar de SFR sterk daalt (figuur 2) wordt bepaald door minder vervuilde, diepe meren (voedselconcentratie circa 1 mg $C \cdot l^{-1}$), zoals de Grote Maarsseveense Plas, Vechten en de Wijde Blik, die ook de hoogste zoöplankton : seston biomassa-verhouding hebben ($> 0{,}2$; figuur 1). Waarschijnlijk dragen in deze meren zowel het bezinken van het materiaal als de aanwezigheid van een zomerstratificatie en het grazen door

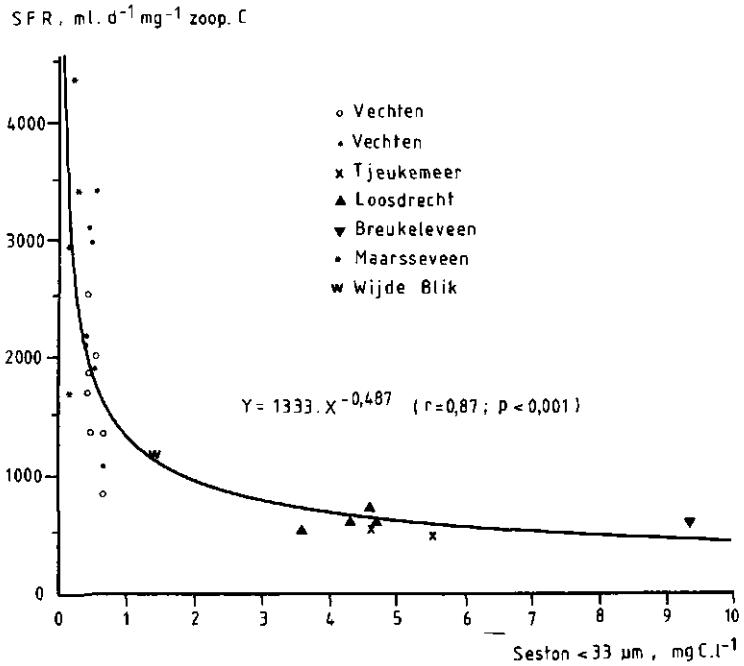


Fig. 2. Regressierelaties tussen sestonconcentratie en filtreersnelheid van zoöplanktongemeenschap (SFR) in meren van uiteenlopende trofiegraad.

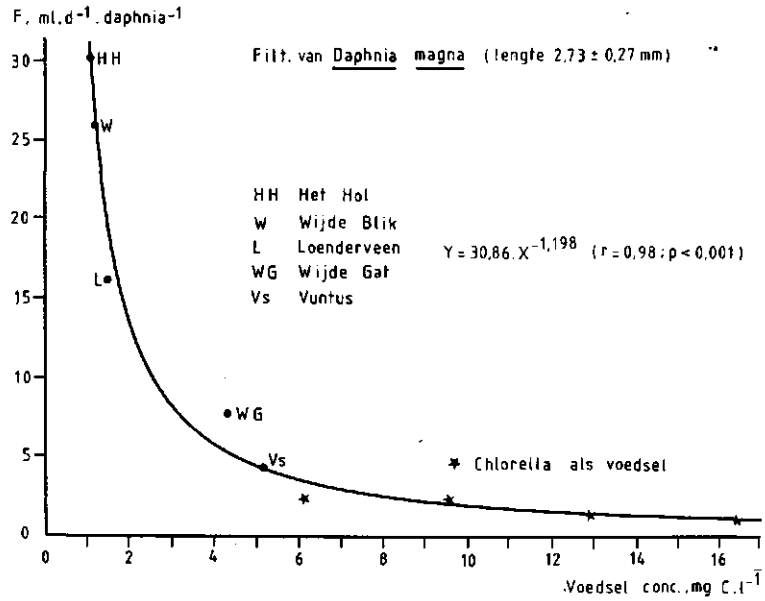


Fig. 3. Verband tussen filtreersnelheid van *Daphnia magna* en voedselconcentratie in meren van uiteenlopende trofiegraad. Door toevoeging van *Chlorella* uit cultures werden ook hogere voedselconcentraties dan de natuurlijke getest.

zoöplankton bij tot een betere regulatie van de algengroei. In ondiepe meren met een voedselconcentratie van circa 3 mg $C \cdot l^{-1}$ of meer hebben dieren een minimale filtratieactiviteit. Mede daardoor is het gedeelte van de dagelijkse algenproduktie of de sestonbiomassa dat gegeten wordt door het zoöplankton ook laag. In deze eutrofe meren bestaat een belangrijk deel van het seston uit draadvormige blauwwieren en andere grote algen die door het zoöplankton na filtratie weer worden uitgestoten, hetgeen de dieren veel energie kost. Dit leidt tot verdringing van grote planktoncrustaceeën door kleinere soorten en rotatoren en dus tot het meer efficiënt afzeven van kleine partikels inclusief bacteriën (Peterson et al., 1978). Dit treedt inderdaad op in de eutrofe Nederlandse wateren, waarin fijnfiltreerders als *Chydorus* en kleine *Daphnia*-soorten talrijk voorkomen. De selectieve predatie door vissen kan in deze ondiepe eutrofe meren groter zijn dan in minder eutrofe diepe meren, wat ook veranderingen veroorzaakt in de soortensamenstelling (Van Densen & Vijverberg, 1982) vergelijkbaar met die ten gevolge van het voedsel. De veranderingen in grootte van het zoöplankton verschaffen dus informatie over de trofiegraad en over de vissen die van zoöplankton leven.

De veranderingen in F kunnen, behalve de voedselkwaliteit en -concentratie, ook de fysisch/chemische eigenschappen van het water weergeven, zoals zuurstofgehalte, zuurgraad (pH) en opgeloste anorganische en organische stoffen. Het maken van een onderscheid tussen de invloed van het voedsel en die van de opgeloste stoffen op de waterkwaliteit is moeilijk, hoewel de rol van het voedsel duidelijk uit de figuren 2 en 3 blijkt. De voedselbudgetparameters van *D. magna* werden gebruikt als

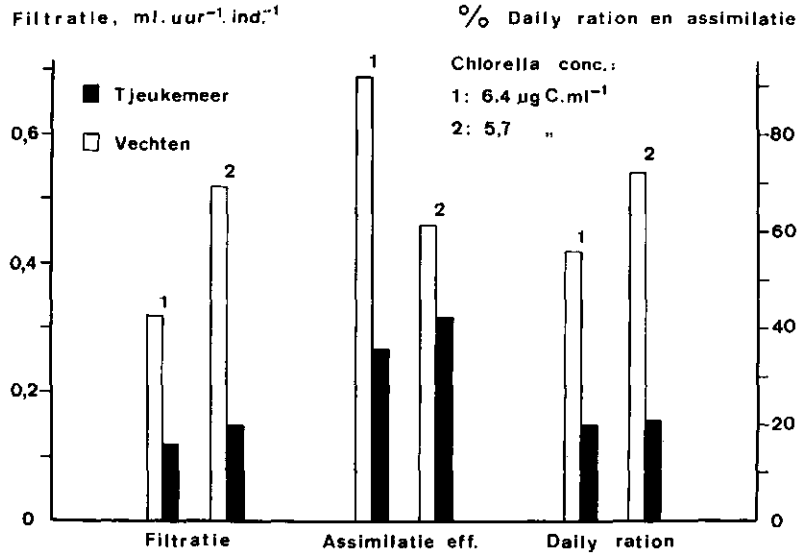


Fig. 4. Voedselbudget-parameters van *Daphnia magna* (in twee proeven) in gefiltreerd Vechten- en Tjeukemeer-water waaraan *Chlorella* is toegevoegd.

indicator bij een onderzoek in Vechten en in het veel sterker eutrofe Tjeukemeer (figuur 4). Het voedsel werd uit beide watertypes verwijderd met behulp van een membraanfilter. In beide watersoorten werd *D. magna* geacclimatiseerd met *Chlorella* als voedsel. De resultaten (figuur 4) laten duidelijk zien dat bij dezelfde voedselconcentratie de filtreersnelheid, de assimilatie-efficiëntie en de 'daily ration' (de consumptie per gewicht eenheid) aanzienlijk hoger waren voor dieren in Vechten-water dan in Tjeukemeer-water. In het Tjeukemeer kunnen een hoog gehalte aan humuszuren en koper (De Haan, 1982) de graas-activiteit remmen. Naast de voedselkwaliteit en -kwantiteit zoals gevonden door Vijverberg (1976), zou deze remming de slechte groei van *D. hyalina* kunnen verklaren.

Grazertype en trofiegraad

De filtreerders onder de planktoncrustaceeën kunnen globaal naar hun voedselniche worden ingedeeld met gebruikmaking van onze kennis over de bouw van hun filtreerapparaat, die de grootte van de voedseldeeltjes bepaalt (Geller & Müller, 1981). Wij weten nu dat de grazers deeltjes van sterk uiteenlopende grootte (0,1 – 50 μm, of zelfs groter) kunnen opnemen, waarbij elke soort een specifiek gebied bestrijkt.

De aanwezigheid van *Chydorus, Diaphanosoma*, kleine *Daphnia*-soorten en *Ceriodaphnia* kan wijzen op de beschikbaarheid van kleine voedseldeeltjes (0,1 – 7,0 μm); dit is vaak het geval in eutrofe meren. Het feit dat soorten zoals *D. hyalina, D. pulicaria* en *Bosmina* spp. algemeen voorkomen danken zij aan de grote reeks voedseldeeltjes die ze kunnen filtreren (1 – 30 μm). Het al dan niet aanwezig zijn van

deze soorten wordt echter niet uitsluitend bepaald door voedselomstandigheden, maar ook door predatie door vis. In grote lijnen duidt de aanwezigheid van deze soorten op meso- en eutrofie. *Eudiaptomus gracilis* tenslotte, een copepode uit oligo-mesotrofe wateren, is een groffiltreerder die deeltjes van 4 - 20 μm nodig heeft. Deze soort zal in de meeste hypertrofe wateren, waar fijne deeltjes zeer talrijk zijn, ontbreken.

De seizoensopvolging van de grazers in de gematigde zone: groffiltreerders in de winter, mediumfiltreerders in de lente en voorzomer, en fijnfiltreerders in de nazomer en herfst, kan informatie geven over de verandering van voedselkwaliteit in de loop van het jaar.

De rol van het zoöplankton is blijkbaar klein in hypertrofe meren waarin blauwwieren vrijwel het hele jaar domineren. In oligo- en mesotrofe meren daarentegen kan de graasdruk in de lente en voorzomer de produktiesnelheid van het fytoplankton aanzienlijk overtreffen. Een sterke afname van de sestonhoeveelheid is hiervan het gevolg zodat het doorzicht van het water duidelijk kan toenemen. In het meertje Vechten neemt de zichtdiepte van de Secchi-schijf in mei en juni dan toe van 2 à 3 m tot 4 à 4,5 m (Gulati et al., 1982). Deze periode van verbeterd lichtklimaat, de 'helder-waterfase', is ook in vele andere meren in de gematigde zone waargenomen. De zeer lage concentratie aan algen in deze periode is van groot belang voor het waterkwaliteitsbeheer in drinkwaterbassins. Ook de graasactiviteit van het zoöplankton in afvalwaterbekkens en overbemeste vijvers kan bij hoge temperaturen de fytoplanktongroei zodanig remmen, dat de grote voorraad nutriënten niet volledig door de autotrofe organismen wordt verbruikt (Uhlmann, 1971). Door de lage sestonconcentratie in deze wateren kan het licht gedurende de helder-water fase tot op de bodem doordringen, waardoor de groei van macrofyten en de daarop zittende en op de bodem voorkomende algen wordt gestimuleerd.

Samenvattend, de grazers verhinderen een opbloei van nanoplankton en verbeteren het lichtklimaat, zodat de condities niet gunstig zijn voor een blauwalgenbloei. Voor het verbeteren van de waterkwaliteit zou, naast het verminderen van de externe nutriëntentoevoer, het gebruiken van biologische maatregelen zoals verminderen van predatiedruk door vissen op het zoöplankton een mogelijkheid kunnen zijn. In meren waar exotische vissen voorkomen kunnen de crustaceeëngrazers praktisch uitgeroeid worden, zoals Duncan & Gulati (1981) vonden in een oud stuwmeer in Sri Lanka. Zulke situaties kunnen leiden tot een overvloedige blauwwierenopbloei en groei van ongewenste vissoorten.

Andere mogelijkheden; conclusies

In dit hoofdstuk ligt de nadruk vooral op de structuur en functie van ecosystemen. De indicatorwaarde van *Daphnia*-soorten in toxiciteitstests, bij onderzoek naar watervervuiling en in bio-assay's is belangrijk, maar wordt hier niet besproken. Kersting & Van der Honing (1981) gaan hier uitvoerig op in. Ook de slechte opneembaarheid van blauwalgen en hun giftigheid voor zoöplankton worden

slechts terloops genoemd, hoewel ze de indicatorwaarde van het zoöplankton kunnen verhogen (Lampert, 1981).

Kennis van het voedsel van raderdieren kan enige aanwijzingen geven voor de trofiegraad van meren. Nauwerck (1963) bijvoorbeeld vermeldt dat het voedsel van *K. longispina* uit kleine chrysomonaden bestaat. Daar zulke flagellaten inderdaad talrijk voorkomen in oligo-mesotrofe wateren geeft dit extragewicht aan de waarde van de rotatoor als indicator. Deze benadering opent nieuwe mogelijkheden evenals die betreffende het grazen, voedselkwaliteit en selectieve predatie voor onderzoek naar typologie van meren.

Een onderzoek van de darminhoud van de zoöplanktonfiltreerders kan ons inlichten over de kwaliteit van het opgenomen voedsel. Een vergelijking van de samenstelling van de darminhoud met die van de algenpopulatie in het milieu kan meer informatie geven over het werkelijke transport van organische stof in de voedselketen. Met behulp van kleurstoffen kan snel aangetoond worden of de voedselopname van zoöplankton onder stress, bijvoorbeeld thermische verontreiniging heeft plaatsgevonden. Een vluchtige blik op *Daphnia*-soorten in vijvers en sloten kan informatie verstrekken over de zuurstoftoestand: een rode kleur van de dieren door hemoglobine-vorming, zoals vaak in onze sloten wordt aangetroffen, wijst meestal op slechte doorluchting en een laag zuurstofgehalte van het water.

Tenslotte moet worden opgemerkt dat bij deze poging om zoöplankton te gebruiken als indicator vooral de crustaceeën besproken zijn en in mindere mate de rotatoren. Protozoa, vooral ciliaten, kunnen evenzeer bruikbare indicatorwaarde hebben, maar zijn tot nu toe weinig onderzocht. De indicatorwaarde van het zoöplankton kan van belang zijn voor verschillende sociale en economische aspecten zoals openbare gezondheidszorg, kosten van waterbehandeling, gebruik van water door recreanten en beroepsvisserij. In alle genoemde gevallen kan overwogen worden zoöplankton te gebruiken als trofieindicator.

Dankwoord

De vertaling van het manuscript van het Engels in het Nederlands werd voornamelijk geleverd door drs. B. Z. Salomé, die de inhoud tevens voorzag van kritische opmerkingen. Ik ben hem veel dank verschuldigd.

Literatuur

Allan, J. D., 1976. Life history patterns in zooplankton. American Naturalist 110: 165 - 180.

Andersson, G., G. Cronberg & C. Gelin, 1973. Planktonic changes following the restoration of Lake Trummen, Sweden. Ambio 1: 44 - 47.

Beattie, D. M., H. L. Golterman & J. Vijverberg, 1978. An introduction to the limnology of the Frisian lakes. Hydrobiologia 58: 49 - 64.

Bernardi, R. de & G. Giussani, 1978. Effect of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small Italian lake (Lago di Annone). Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 20: 1045 - 1048.

Bogdan, K. & D. C. McNaught, 1975. Selective feeding by Diaptomus and Daphnia. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 19: 2935 – 2942.
Bradshaw, A. S., 1964. The crustacean zooplankton picture: Lake Erie 1939-'49-'59; Cayuga 1910-51-61. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 15: 700 – 708.
Brooks, J. L. & S. I. Dodson, 1965. The effects of prey size selection by lake planktivores. Systematic Zoology 17: 272 – 291.
Densen, W. L. T. van & J. Vijverberg, 1982. The relations between O^+ fish density, zooplankton size and the vulnerability of pikeperch, Stizostedion lucioperca, to angling in the Frisian lakes. Hydrobiologia 95: 321 – 336.
Duncan, A. & R. D. Gulati, 1981. Parakrama Samudra (Sri Lanka) Project, a study of a tropical lake ecosystem. III. Composition, density and distribution of the zooplankton in 1979. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 21: 1001 – 1008.
Frey, D. G., 1969. Evidence for eutrophication from remains of organisms in sediments. In 'Eutrophication: Causes, consequences, correctives', Proceedings of a Symposium, National Academy of Sciences, Washington, p. 594 – 613.
Gannon, J. E. & R. S. Stemberger, 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. Transactions of the American Microscopical Society 97: 16 – 35.
Geller, W. & H. Müller, 1981. The filtration apparatus of Cladocera: filter mesh sizes and their implications on food selectivity. Oecologia (Berlin) 49: 316 – 321.
Gulati, R. D., 1972. Limnological studies on some lakes in the Netherlands. I. A limnological reconnaisance and primary production of Wijde Blik, an artificially deepened lake. Freshwater Biology 2: 37 – 54.
Gulati, R. D., 1975. A study on the role of herbivorous zooplankton in Dutch lakes. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie. 19: 1202 – 1210.
Gulati, R. D., K. Siewertsen & G. Postema, 1982. The zooplankton: its community structure, food and feeding, and role in the ecosystem of Lake Vechten. Hydrobiologia 95: 127 – 163.
Haan, H. de, 1982. Physico-chemical environment in Tjeukemeer with special reference to specification of algal nutrients. Hydrobiologia 95: 205 – 221.
Hall, D. J., S. T. Threlkeld, C. W. Burns & P. H. Crowley, 1976. The size-efficiency hypothesis and the size structure of zooplankton communities. Annual Review of Ecology and Systematics 7: 177 – 208.
Haney, J. F., 1971. An in situ method for the measurement of zooplankton grazing rates. Limnology and Oceanography 16: 970 – 977.
Hrbácek, J. & M. Hrbáckova-Esslová, 1966. The taxonomy of the genus Daphnia and the problem of 'Biological Indication'. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 16: 1661 – 1667.
Kersting, K. & H. van der Honing, 1981. Effect of the herbicide dichlobenil on the feeding and filtering rate of Daphnia magna. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 21: 1135 – 1140.
Lampert, W., 1981. Inhibitory and Toxic Effects of Blue-Green Algae on Daphnia. Internationale Revue Der Gesamten Hydrobiologie 66: 295 – 298.
McCauley, E. & J. Kalff, 1981. Emperical relationships between phytoplankton and zooplankton biomass in lakes. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 38: 458 – 463.
McNaught, D. C., 1975. A hypothesis to explain the succession from calanoids to cladocerans during eutrophication. Verhandlungen Internationale Vereinigung Limnologie 19: 724 – 731.
McNaught, D. C. & M. Buzzard, 1973. Changes in zooplankton populations in Lake Ontario (1939 – 1972). Proceedings of the 16th Conference on Great Lakes Research, p. 76 – 86.

Nauwerck, A., 1963. Die Beziehungen zwischen Zooplankton und Phytoplankton im See Erken. Symbolae Botanicae Upsalienses 17: 1 - 164.
Patalas, K., 1972. Crustacean plankton and the eutrophication of St. Lawrence Great Lakes. Journal of Fisheries Research Board of Canada 29: 1451 - 1462.
Pejler, B., 1965. Regional-ecological studies of Swedish fresh-water zooplankton. Zoologiska Bijdrag fran Uppsala 36: 407 - 515.
Peterson, B. J., J. E. Hobbie & J. F. Haney, 1978. Daphnia grazing on natural bacteria. Limnology and Oceanography 23: 1039 - 1044.
Uhlmann, D., 1971. Influence of dilution, sinking and grazing rate on phytoplankton populations of hyperfertilized ponds and micro-ecosystems. Mitteilungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 19: 100 - 124.
Vijverberg, J., 1976. The effect of food quantity and quality on the growth, birth-rate and longevity of Daphnia hyalina Leydig. Hydrobiologia 51: 99 - 108.

Bioindicatoren en de kwaliteit van de Waddenzee

P. de Wolf

Inleiding

'Ecology is not the science of pollution, nor is it environmental science. Still less it is a science of doom. There is, however, an overwhelming mass of writings claiming that ecology is all of these things'.
Zoals Colinvaux (1980) hier aangeeft is er verwarring over wat ecologie wel en niet is; dat geldt ook voor de ecologische begrippen bioindicatoren en kwaliteit.

Bioindicatoren

Odum (1971) merkt op dat de omgeving van organismen beoordeeld kan worden op grond van de aanwezige soorten: de indicatorsoorten. Verwant aan dit begrip is het begrip bioassay, dat toegepast wordt als fysische of chemische factoren moeilijk direct te meten zijn, of bij een eerste exploratie van nieuwe, onbekende, omstandigheden, of bij een eerste exploratie over grote geografische gebieden.

Oorspronkelijk was het gebruik van indicatorsoorten beperkt tot landplanten; dat gebruik had betrekking op klimaatsfactoren; een ander voorbeeld is bijvoorbeeld de zinkflora in Zuid-Limburg (zie ook het hoofdstuk van Ernst).

Overwegingen die bij het gebruik van indicatorsoorten worden betrokken, zijn de volgende: 'steno' soorten (met een nauwe ecologische amplitude) zijn beter bruikbaar dan 'eury' soorten; uit hoofde van hun nauwe amplitude zijn stenoeke soorten niet steeds talrijk of zelfs in voldoende mate aanwezig. De indicator moet dus voldoen aan de criteria van een redelijke talrijkheid en een niet te nauwe amplitude. Bovendien dient er een redelijke zekerheid te bestaan dat de ecologische niches van de soort ook inderdaad met individuen bezet zijn. Grotere (gemakkelijk waarneembare) soorten zijn bruikbaarder dan kleine; langlevende soorten zijn in het algemeen bruikbaarder dan kortlevende, hoewel ook dit afhankelijk is van het nagestreefde doel: welke eis wordt aan de indicator gesteld.

In het volgende worden indicatoren gebruikt om veranderingen in de Waddenzee op (lange) termijn, en afhankelijk van plaats, aan te tonen. Deze veranderingen zijn niet, nauwelijks of moeilijk aantoonbaar. Sommige van de veranderingen werden allereerst herkend aan veranderingen in de individuen of populaties van een soort; het is nog maar de vraag of zulke soorten op grond daarvan indicatororganismen zijn.

Waterkwaliteit

Het woord kwaliteit heeft volgens de Van Dale (Kruyskamp, 1961) in het Nederlands ten minste twee betekenissen:
1. De hoedanigheid van stoffen, in verband met het gebruik dat er van gemaakt moet worden, m.a.w. de deugdelijkheid. Dit subjectieve oordeel is daarom afhankelijk van het gebruik; moeilijkheden ontstaan uit het feit dat zeehond en zeiler verschillende oordelen hebben over het water in de Waddenzee.
2. Het totaal van de eigenschappen van stoffen, zonder dat daaraan een waardeoordeel wordt verbonden. Waterkwaliteitsrapporten (RIZA, RID) volgen deze definitie. Aan deze definitie is ook een moeilijkheid verbonden: de eigenschappen van water hebben weinig waarde als er geen, subjectief, oordeel over gegeven wordt en ieder oordeel over de waterkwaliteit is afhankelijk van de functie die aan het water wordt toegekend. Functies worden impliciet vastgesteld in zaken als het Indicatief Meerjarenprogramma Water en Planologische Kernbeslissingen. Zo staat in de Planologische Kernbeslissing Waddenzee dat een doelstelling van regeringsbeleid is de bescherming, het behoud en waar nodig het herstel van de Waddenzee als natuurgebied. Dat houdt in dat 'de kwaliteit van het water in de Waddenzee van zodanige aard dient te zijn dat het goede levensvoorwaarden biedt aan een zo natuurlijk mogelijk ecosysteem, waarvan een aantal grote diersoorten aan het einde van de voedselketens een belangrijk onderdeel uitmaken'.

De Waddenzee

De Waddenzee is een ondiepe randzee, waarvan het water wordt uitgewisseld met de Noordzee. Er is een relatief grote getijde-invloed en als gevolg hiervan een zeer variabel en onvoorspelbaar milieu voor mariene organismen.

Als gevolg van de ondiepten komen relatief grote extremen in temperaturen en zoutgehalten voor; als gevolg van het getij grote stroomsnelheden met de daarbij behorende sedimenttransporten en een wisselende sedimentatie en resuspensie van sediment. De organismen in de Waddenzee staan dan ook voortdurend bloot aan een grote fysische stress. Aangenomen moet worden dat ze daaraan zijn aangepast: selectie en 'survival of the fittest' hebben daarvoor gezorgd. Overigens heeft die selectie een groot aantal soorten overgelaten (ongeveer 1300 soorten benthische en ongeveer 260 pelagische evertebraten, ongeveer 50 vissen) (Dankers et al., 1981).

Het ecosysteem van de Waddenzee is dan ook zeer zeker niet een zeer kwetsbaar ecosysteem, in de zin van kwetsbaar voor de van nature voorkomende omstandigheden. In hoeverre het kwetsbaar is voor door de mens veroorzaakte veranderingen zal nog blijken; ik denk dat het ook in die zin niet of minder kwetsbaar is dan welk ander (deel van een) ecosysteem dan ook.

Elders in dit boek geven Zonneveld en anderen voorbeelden van de niveaus van biologische organisatie en van de typen van effecten van door de mens veroorzaakte veranderingen, die op die niveaus aangrijpen. In het algemeen zullen effecten die aangrijpen op een bepaald niveau doorwerken op hogere niveaus. De wetenschappelijke bewijsvoering voor effecten op hogere organisatieniveaus wordt steeds gezocht op lagere niveaus. Omgekeerd worden, ingeval van effecten op lage niveaus, zelden de consequenties op hogere organisatieniveaus in beschouwing genomen.

De voorbeelden die in dit hoofdstuk gegeven worden voor bioindicatoren voor de kwaliteit van de Waddenzee zijn ontleend aan de hogere organisatieniveaus. De meeste van die voorbeelden zijn algemeen bekend. In navolging van Gray (1982) onderscheid ik hier de bioindicatoren in K-selectieve en r-selectieve soorten; de eerste hebben een lage reproduktiesnelheid, een langzame groei en een selectief voordeel in 'crowded' omstandigheden. Aan K-selectieve soorten kunnen veelal in het veld waarnemingen op populatieniveau gedaan worden. Het zijn vaak soorten die hoog in de voedselketen staan. De r-selectieve soorten zijn opportunisten met een selectief voordeel in 'uncrowded' omstandigheden: ze hebben een snelle groei en een grote voortplantingscapaciteit; veldwaarnemingen op populatieniveau zijn gewoonlijk niet mogelijk, tenzij na catastrofale gebeurtenissen.

K-selectieve soorten

Bruinvis (Phocaena phocaena L.)

Voor 1960 kwam de bruinvis talrijk voor in de Waddenzee en in de kustwateren van de Noordzee; tegenwoordig worden nog slechts enkele dode aangespoelde dieren aangetroffen. Verwey (1975) en Verwey & Wolff (1982b) geven een overzicht van waargenomen aantallen. Kwantitatief redelijk betrouwbaar is de lange tijdserie van waarnemingen van de op de Nederlandse kust aangespoelde dode dieren (ontleend aan Verwey & Wolff (1982b) (fig. 1).

De vermindering in aantallen na 1960 wordt toegeschreven aan vergiftiging (Verwey, 1975); zeer hoge gehalten aan kwik, DDT en PCB's werden aangetoond in dode dieren (Koeman et al., 1972; Duinker & Hillebrand, 1979). De chemische analyse van een hoeveelheid oud materiaal bevestigt het reeds bestaande beeld (Duinker, pers. med.). Duinker & Hillebrand (1979) toonden aan dat bij de bruinvis organochloorverbindingen via de placenta worden doorgegeven van het moederdier naar de foetus. Thans is de eens algemeen voorkomende bruinvis zo zeldzaam geworden dat iedere waarneming in de landelijke pers vermeld wordt.

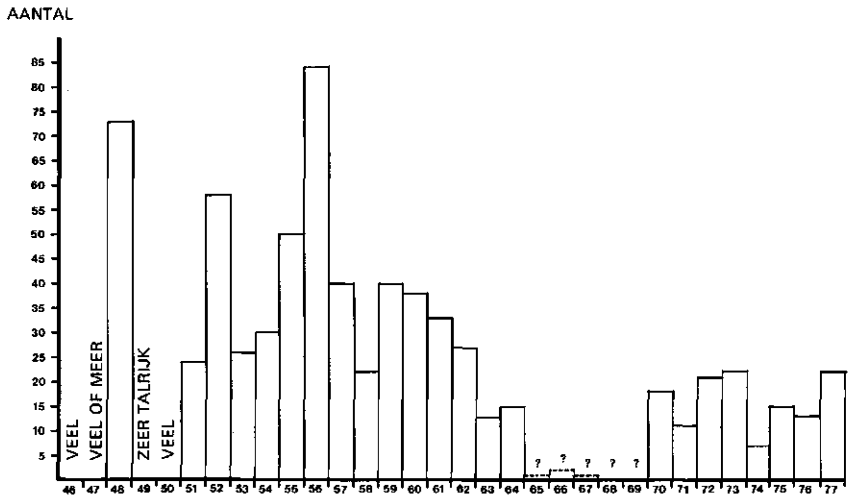


Fig. 1. Aantal gestrande en per ongeluk gevangen bruinvissen in Nederlandse wateren, zoals gerapporteerd (Ontleend aan Verwey & Wolff, 1982a).

Tuimelaar (Tursiops truncatus Mont.)

Tot 1940 kwam de tuimelaar in het vroege voorjaar in de Waddenzee voor, als predator van de Zuiderzeeharing. Na de afsluiting van de Zuiderzee stierf dit haringras uit. Verwey (1975) toonde aan dat er een verband bestaat tussen de in de periode 1937 – 1940 afnemende hoeveelheid gevangen Zuiderzeeharing en het aantal waargenomen tuimelaars.

Na 1965 is de tuimelaar ook uit een belangrijk deel van de Noordzee verdwenen; een afspiegeling daarvan is de sterke teruggang van het aantal aan de Nederlandse kust aangespoelde dieren (fig. 2). Het lijkt waarschijnlijk dat dezelfde oorzaken als bij de bruinvis daarvoor aangevoerd kunnen worden (Verwey & Wolff, 1982a).

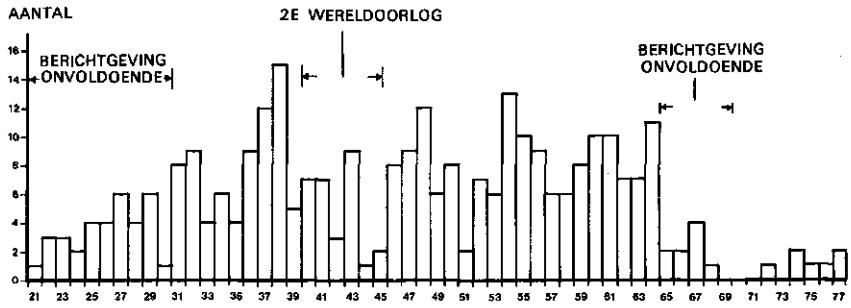


Fig. 2. Aantal gestrande tuimelaars op de Nederlandse kust (Naar Verwey & Wolff, 1982b).

Zeehond (Phoca vitulina L.)

De geschiedenis van de zeehond in de Nederlandse Waddenzee is zo langzamerhand algemeen bekend: vóór 1954 nam het aantal geleidelijk af (Reijnders, 1976). Na het instellen van een jachtverbod trad een tijdelijk herstel op. Na 1965 nam de populatie snel in grootte af (fig. 3) tot 1976; daarna stabiliseerde het aantal zich op 450 individuen. Uit het werk van Reijnders et al. (1982) werd duidelijk dat de reproduktie van de zeehond in de Nederlandse Waddenzee laag is (fig. 4); er zijn argumenten aan te voeren voor een causaal verband met de hoge PCB-gehalten in de Waddenzee. Onderzoek daarover is in uitvoering.

De populatie in de Nederlandse Waddenzee bestaat thans voornamelijk als gevolg van immigratie van dieren vanuit de Duitse en Deense delen van de Waddenzee; ook in Niedersacksen is de reproduktie echter duidelijk lager dan in het Deense deel van de Waddenzee (fig. 4).

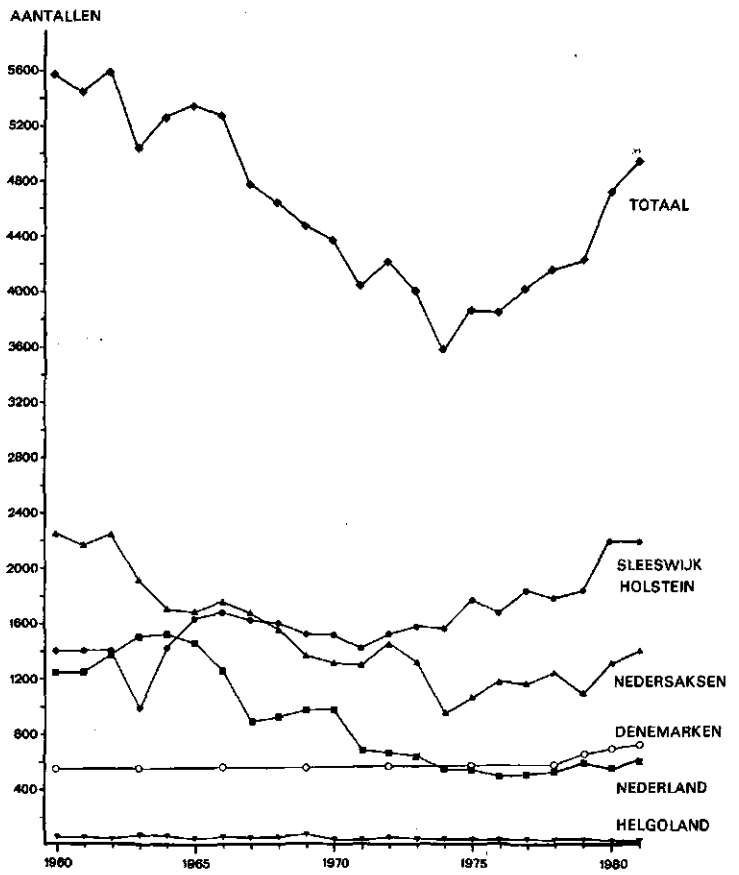


Fig. 3. Maximumaantal zeehonden in de Waddenzee en in delen daarvan (Reijnders et al., 1982).

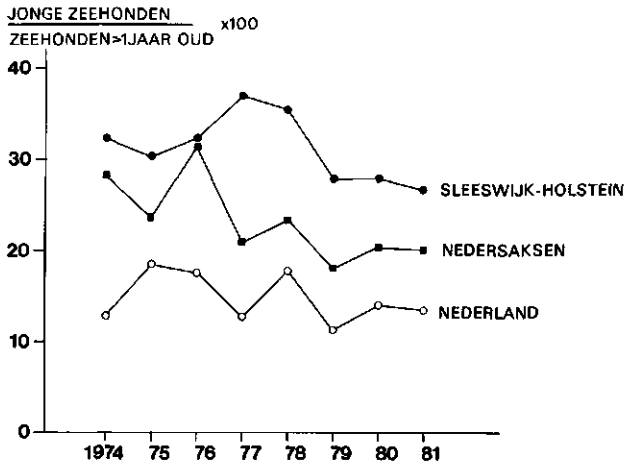


Fig. 4. Pupproduktie bij de zeehond, uitgedrukt als het maximumaantal waargenomen jonge zeehonden als percentage van het maximumaantal waargenomen dieren van 1 jaar en ouder (Reijnders et al., 1982).

Grote stern (Sterna sandvicensis) en visdiefje (Sterna hirundo)

In figuur 5 staat het aantal broedparen van de grote stern in Nederland voor de periode 1953 - 1979.

In de periode 1953 - 1957 fluctueerde het aantal broedparen van 12 000 tot 26 000; opvallend is, dat op dat hoge niveau sterke fluctuaties, van jaar op jaar, mogelijk zijn. In de periode 1940 - 1953 kwamen nog grotere aantallen broedparen voor: 25 000 - 40 000 (Rooth & Mörzer Bruyns, 1959; Rooth, 1980). In 1954 werd een begin gemaakt met de produktie van bestrijdingsmiddelen van de drin-groep aan de Nieuwe Waterweg; in 1965 was het aantal paren grote sterns gereduceerd tot 650. Na sluiting van de telodrinfabriek en een verbetering in de zuivering van het effluent van de dieldrinfabriek, trad een langzame en gestage groei op van het aantal broedparen tot ongeveer 3000. Het onderzoek van Koeman (1971) naar de invloed van de drins op de grote stern is een fraai voorbeeld van een sluitende bewijsvoering ten aanzien van de vergiftiging. Duidelijk werd dat de drins opgehoopt werden in de voedselketen. Er blijven nog wel enkele vragen over: hoewel in vroegere jaren (voor 1954) sterk wisselende populaties voorkwamen van jaar op jaar is dit na 1972 in veel mindere mate het geval. Ook verloopt het herstel van de populatie betrekkelijk langzaam. Pas in 1982 is het aantal broedparen tot 8000 gestegen (Rooth, pers. med.).

Voor de populatie van het visdiefje in de Waddenzee geldt ongeveer het zelfde als voor de grote stern: eveneens een sterke daling in aantallen in dezelfde tijd (Dijksen & Dijksen, 1977).

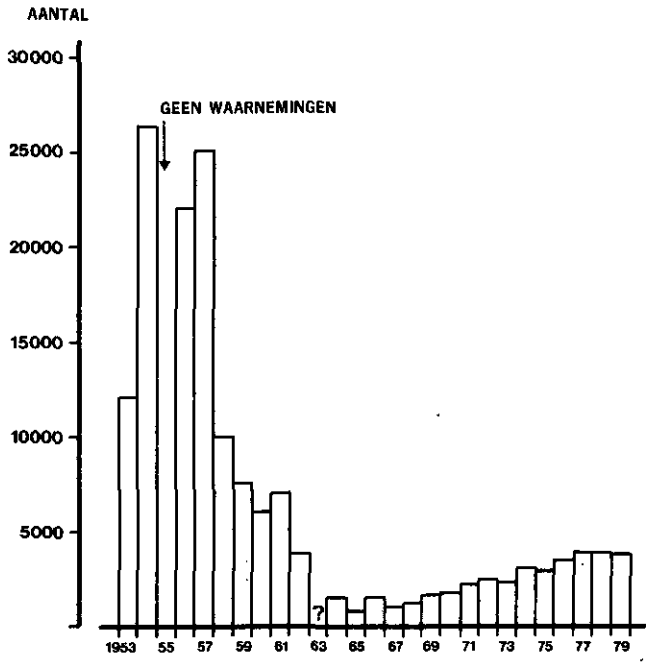


Fig. 5. Aantal broedparen van de grote stern op de Nederlandse Waddeneilanden (Rooth, 1980).

r-selectieve soorten

In tegenstelling tot de K-selectieve soorten zijn de r-selectieve soorten niet steeds bruikbaar als indicatoren in het veld op de hogere organisatieniveaus, behalve misschien in extreme situaties.

Mossel (Mytilus edulis L.)

In figuur 6 zijn de kwikgehalten van de mossel langs de kusten van West-Europa weergegeven. De mossel doet hier dienst als bioassay-organisme. Het is duidelijk dat bijvoorbeeld in de Eems-Dollard in 1973 de mosselen relatief hoge kwikgehalten hadden; dit stemt overeen met de lozing door de industrie. Uit de figuur blijkt echter ook dat op deze wijze niet alle kwiklozingen gevonden worden; in de buurt van de mond van de Varde Aa (Denemarken) zijn de kwikgehalten van de mosselen niet hoog, ofschoon in die rivier wel kwik geloosd wordt.

Voor de Waddenzee hebben de Kock & Kuiper (1981) nadien dergelijk werk gedaan (fig. 7). Uit deze figuren kunnen geen effecten op de mosselpopulatie worden afgeleid; de voortplantingscapaciteit van de mossel is groot en de natuurlijke mortaliteit waarschijnlijk groter dan 99,9%. Een eventueel extra sterfte als gevolg van

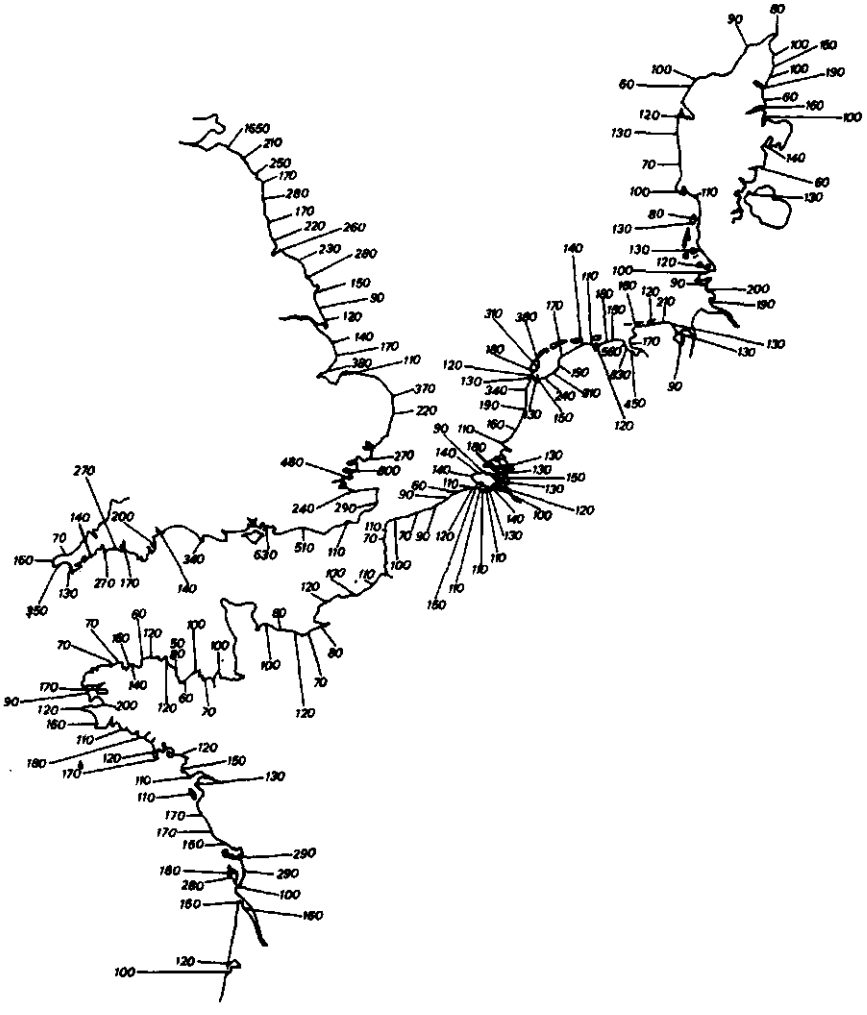


Fig. 6. Kwikgehalte van de zachte delen van mosselen uit de getijzones, in ng/g versgewicht, 1973 (De Wolf, 1975).

vergiftiging betekent, in termen van onderzoek, het maken van onderscheid tussen een natuurlijke sterfte van 99,9% en een die groter is dan die waarde. Dat is niet mogelijk: ter vaststelling van effecten zijn laboratoriumexperimenten noodzakelijk.

Nematoden

Het gebruik van sedentaire organismen als indicatoren in zee en estuarium is aantrekkelijk vanuit het oogpunt van beschrijving van een bepaalde plaats; niet-sedentaire soorten kunnen recent verplaatst zijn, hetzij actief als gevolg van eigen

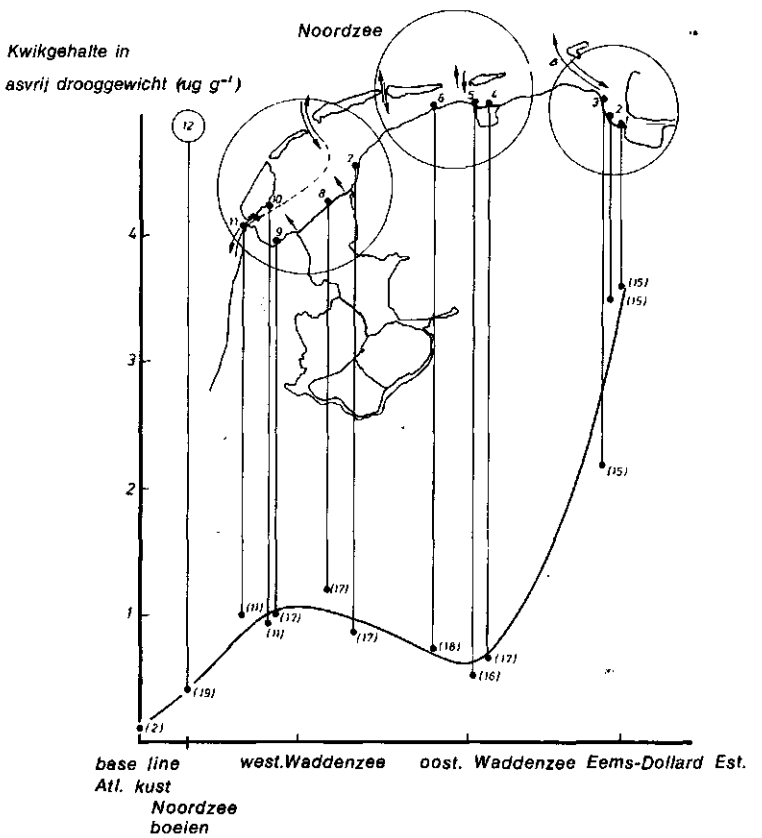


Fig. 7. Kwikgehalte van mosselen in de periode 1971 – 1973 in de Nederlandse Waddenzee. Tussen haakjes: aantal monsters per monsterplaats, ieder monster bevat 60 – 100 mosselen van 3 – 3,5 cm (De Kock & Kuiper, 1981).

beweging, hetzij passief door stromend water.

Bodembewonende nematoden zijn niet strikt sedentair, maar kunnen wel als zodanig beschouwd worden. Ze worden gebruikt op biocoenoseniveau, waarbij de soortsdiversiteit de gebruikte maat voor de indicatie is. Een moeilijkheid is dat er veel soorten zijn en slechts weinig nematodenkenners.

Bouwman (1981) gebruikte een diversiteitsindex voor de nematoden (fig. 8) langs de lengte-as van het Eems-Dollard-estuarium in verband met de lozing van grote hoeveelheden veenkoloniaal afvalwater te Nieuw Statenzijl; daar wordt ongeveer $30 \cdot 10^6$ kg organisch C per jaar geloosd (Van Es, 1982).

Een moeilijkheid bij de interpretatie van figuur 8 is, dat alle estuarine gradiënten, zoals zuurstofgehalte, zoutgehalte en nutriënten, eenzelfde verloop hebben als de verdeling van het afvalwater. Zonder meer is niet duidelijk welke factoren waarvoor verantwoordelijk zijn.

Rafaelli & Mason (1981); Warwick (1981); Coull et al. (1981) en Rafaelli (1981) hebben een verhitte discussie gevoerd over het gebruik van een nematode/copepode

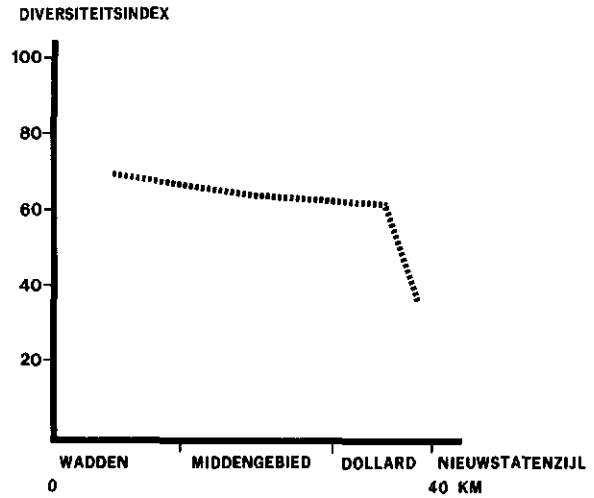


Fig. 8. Een diversiteitscoëfficiënt voor de nematodenpopulatie in het sediment, langs de lengteas van het Eems-Dollard-estuarium (Bouwman, 1981).

ratio, die erg interessant is, en voornamelijk leert dat zo'n index als indicator in ieder geval niet universeel bruikbaar is.

Capitella capitata

Wereldwijd staat *Capitella* bekend als een kleine polychaete worm die voorkomt op plaatsen met een sterke organische verontreiniging (Pearson & Rosenberg, 1979). Het klassieke antwoord op de vraag waarom *Capitella* op zulke plaatsen leeft, is dat ze in hoge mate tolerant zijn voor lage zuurstofgehalten. Bij een daartoe uitgevoerd experiment (Reish, 1970) bleek echter dat *Capitella* bepaald niet het meest tolerant is. Nu blijkt dat *Capitella* bij iedere verstoring van het milieu waarbij de aanwezige fauna wordt gedood, massaal de vrijgekomen ruimte koloniseert (na een olieramp met een tanker, na het ingraven van een pijpleiding, na een red tide) (Gray, 1982).

Capitella is een echte r-selectieve soort, met een snelle voortplanting, die vrijwel het gehele jaar doorgaat. Niettemin komt *Capitella* niet voor in de vrijwel levenloze gebieden in de zuidoosthoek van de Dollard, waar iedere herfst het anaërobe veenkoloniaal afvalwater de aanwezige fauna doodt. De reden is heel eenvouding: de zuidoosthoek van de Dollard heeft een laag zoutgehalte en *Capitella* komt niet voor bij saliniteiten lager dan 10‰ (g/kg).

Aërobe heterotrofe bacteriën

Aërobe heterotrofe bacteriën worden hier behandeld om te laten zien dat het gebruik van organismen als indicatoren ook tot geheel triviale conclusies kan leiden.

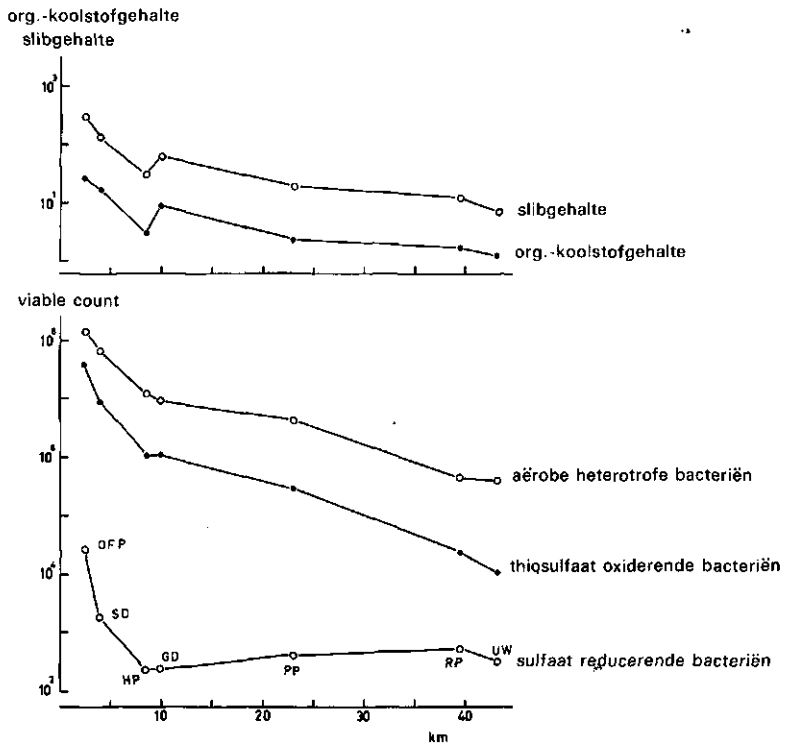


Fig. 9. Variatie van aantallen bacteriën (viable count per gram sediment) langs de lengteas van het Eems-Dollard-estuarium: gemiddelden van alle verzamelde monsters. 0 Km = Nieuw Statenzijl (Schröder & Van Es, 1980).

Met excuses aan de auteurs (Schröder & Van Es, 1980), aangezien zij hun artikel niet hebben geschreven voor het doel waarvoor ik het hier gebruik, beschouw ik hier sedimentbewonende bacteriën en wel aantallen langs de lengteas van het estuarium (fig. 9).

Als gevolg van natuurlijke processen wordt organisch koolstof in de Dollard aangevoerd en opgehoopt. Bovendien wordt met het veenkoloniaal afvalwater organisch koolstof aangevoerd door de Westerwoldsche Aa. De beide porties organisch koolstof zijn van ongeveer gelijke grootte. Hoewel er een duidelijke correlatie is tussen de hoeveelheid organisch koolstof per gram sediment en de aantallen bacteriën, vind ik dat hier niet gesproken kan worden van indicatorfunctie van de bacteriën ten aanzien van de koolstofverdeling.

Slot

In het bovenstaande zijn een aantal indicatororganismen voor verschillende verschijnselen opgevoerd. Daaruit blijkt dat op hogere organisatieniveaus eigenlijk alleen de toppredatoren bruikbaar zijn als indicatoren voor de vaststelling dat er iets mis is: een 'early warning' systeem (hoewel het vaak ook bepaald niet vroeg was, voordat het systeem reageerde!) (Cairns & Van de Schalie, 1980). Bij gebruik van evertebraten als indicator (in de zin van Odum) zien we vrijwel nooit effecten; er is in het algemeen een uitgebreide analyse nodig.

Gelet op de regeringsdoelstellingen ten aanzien van de kwaliteit van het water in de Waddenzee (zie mijn inleiding) is het droevig gesteld:

- Er komen vrijwel geen bruinvissen en tuimelaars meer voor.
- De zeehondenpopulatie bestaat nog slechts dankzij de immigratie van ook reeds gedeeltelijk vergiftigde dieren.
- Populaties van grote stern en visdief zijn in de laatste 30 jaar gedecimeerd.

Deze voorbeelden kunnen met vele andere uitgebreid worden.

Het in het begin van dit artikel genoemde boekje van Colinvaux eindigt als volgt: 'As long as the finding of new ways in which to live was left to natural selection there was always a tenuous peaceful coexistence of the living things on earth. But eventually one kind of animal found it possible to occupy new niches at will, escaping the ancient constraint of a fixed niche that is imposed on all others by natural selection . . . The activities of this new form of animal are inevitably hostile to the interest of almost all the other kinds. It has been carrying on this new way of life for only nine thousand years.'

Ik heb op één punt kritiek op het boekje van Colinvaux. Ik begrijp niet waarom het heet: 'Why are big fierce animals rare'. De mens is waarschijnlijk de algemeenste van de 'big fierce animals'.

Literatuur

Bouwman, L. A., 1981. The meiofauna of the Ems estuary. In: N. Dankers, H. Kühl & W. J. Wolff: Invertebrates of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam, p. 153 - 157.

Cairns, J. & W. H. van de Schalie, 1980. Biological monitoring - Early warning systems. Water Research 14: 1179 - 1196.

Colinvaux, P., 1980. Why big fierce animals are rare. George Allen and Unwin, p. 1 - 224. Pelican Books.

Coull, B. C., G. R. F. Hicks & J. B. J. Wells, 1981. Nematode Copepod ratios for monitoring pollution: a Rebuttal. Marine Pollution Bulletin 12 (11): 378 - 381.

Dankers, N., H. Kühl & W. J. Wolff, 1981. Invertebrates of the Wadden Sea. Stichting Veth, Balkema, Rotterdam, p. 1 - 221.

Duinker, J. C. & M. T. J. Hillebrand, 1979. Mobilisation of organochlorines from female lipid tissue and transplacental transfer to fetus in a harbour porpoise (Phocaena phocaena) in a contaminated area. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 23: 723 - 728.

Dijksen, A. J. & L. J. Dijksen, 1977. Texel vogeleiland. Thieme, Zutphen, p. 140 - 141.

Es, F. B. van, 1982. Some aspects of the flow of oxygen and organic carbon in the Ems Dollard estuary. Dissertatie, Groningen, 121 p.
Gray, J. S., 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. Netherlands Journal of Sea Research 16: 424 - 443.
Kock, W. Chr. de & J. Kuiper, 1981. Possibilities for marine pollution research at the ecosystem level. Chemosphere 10 (6): 575 - 604.
Koeman, J. H., 1971. Het voorkomen en de toxicologische betekenis van enkele chloorkoolwaterstoffen aan de Nederlandse kust in de periode 1965 - 1970. Dissertatie Wageningen, 139 p.
Koeman, J. H., W. H. M. Peters, C. J. Smit, P. S. Tjive & J. J. M. de Goeij, 1972. Persistent chemicals in marine mammals. TNO Nieuws 27: 570 - 578.
Kruyskamp, C., 1961. Van Dale Groot woordenboek der Nederlandse taal. Nijhoff, Den Haag.
Odum, E. P., 1971. Fundamentals of ecology. Saunders, Philadelphia, p. 1 - 574.
Pearson, T. H. & R. Rosenberg, 1978. Macrobenthos succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. Oceanography and Marine Biology, an Annual Review 16: 229 - 311.
Raffaelli, D., 1981. Monitoring with meiofauna - A reply to Coull, Hicks and Wells (1981) and additional data. Marine Pollution Bulletin 12 (11): 381 - 382.
Raffaeli, D. G. & C. F. Mason, 1981. Pollution monitoring with meiofauna, using the ratio of nematodes to copepods. Marine Pollution Bulletin 12: 158 - 163.
Reijnders, P. J. H., 1976. The Harbour seal (Phoca vitulina) population in the Dutch Wadden Sea: size and composition. Netherlands Journal of Sea Research 10 (2): 223 - 235.
Reijnders, P. J. H., H. E. Drescher, J. L. van Haaften, E. Bøgebjerg Hansen & S. Tongaard, 1982. Population dynamics of the Harbour seal in the Wadden Sea. In: P. J. H. Reijnders & W. J. Wolff (eds): Marine mammals of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam, p. 19 - 32.
Reish, D. J., 1970. The effects of varying concentrations of nutrients, chlorinity and dissolved oxygen on polychaetous annelids. Water Research 4: 721 - 735.
Rooth, J., 1980. Sandwich stern (Sterna sandvicensis). In: C. J. Smith & W. J. Wolff (eds): Birds of the Waddensea. Balkema, Rotterdam, p. 250 - 258.
Rooth, J. & M. F. Mörzer Bruyns, 1959. De grote stern als broedvogel in Nederland. Limosa 32: 13 - 25.
Schröder, H. G. J. & F. B. van Es, 1980. Distribution of bacteria in intertidal sediments of the Ems-Dollard estuary. Netherlands Journal of Sea Research 14: 268 - 287.
Verwey, J., 1975. The cetaceans Phocaena phocaena and Tursiops truncatus in the Mardiep area (Dutch Wadden Sea) in the years 1931 - 1973. Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, publ. + versl. 1975 - 17a + b, 153 p.
Verwey, J. & W. J. Wolff, 1982a. The bottlenose dolphin (Tursiops truncatus). In: P. J. H. Reijnders & W. J. Wolff (eds): Marine mammals of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam, p. 59 - 64.
Verwey, J. & W. J. Wolff, 1982b. The common or harbour porpoise (Phocaena phocaena). In: P. J. H. Reijnders & W. J. Wolff (eds): Marine mammals of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam, p. 51 - 58.
Warwick, R. M., 1981. The Nematode/Copepod ratio and its use in pollution ecology. Marine Pollution Bulletin 12 (10): 329 - 332.
Wolf, P. de, 1975. Mercury content of Mussels from West European coasts. Marine Pollution Bulletin 6 (4): 61 - 63.

Complexe systemen - Inleiding

G. P. Hekstra

Uit de voorgaande bijdragen blijkt dat er talloze interacties zijn tussen lucht, water, bodem, chemische stoffen en biotische factoren. Voorzover die interacties op één en dezelfde standplaats betrekking hebben, kan men van verticale relaties spreken. Daarnaast bestaan er horizontale relaties tussen geografische gescheiden gebieden; daar deze in de volgende hoofdstukken onderbelicht blijven moet er hier even op worden gewezen.

'Environmental indicators'

Horizontale relaties zijn meestal grensoverschrijdend en dus internationaal, zoals klimaatsvraagstukken, oceaanverontreinigingen en de Europees-Afrikaanse vogeltrek. Vele internationale organisaties houden zich met het milieu bezig, met de al of niet uitgesproken bedoeling te willen weten of we er als mensheid of groep van landen op voor- of achteruit zijn gegaan. Regelmatig wordt de 'milieuthermometer' opgenomen in zogenaamde 'State of the Environment'-rapporten. Nadat de Council of Environmental Quality in de Verenigde Staten hiermee in 1970 is voorgegaan, is het een terugkerende bezigheid geworden in het kader van de Europese Gemeenschappen, de Raad van Europa, de Organisatie voor Economische Samenwerking en Ontwikkeling (OESO), de Economische Commissie voor Europa van de Verenigde Naties (ECE) en het VN-Milieuprogramma (UNEP). Hiervoor zijn 'environmental indicators' nodig en de vraag is of die overeenkomen met de ecologische indicatoren waarover we hier spreken. Dat is niet het geval en het volgende voorbeeld illustreert dit (UNEP-ECE, 1981).

Drie Oosteuropese en drie Westeuropese landen bleken bereid te zijn om na te gaan wat men zoal onder 'environmental indicators' verstaat. Onze oosterburen kwamen aandragen met statistieken van woningbouw, sociale, medische, sanitaire en nutsvoorzieningen, terwijl de westelijke landen meer nadruk legden op typen van bodemgebruik en emissies van verontreiniging, maar nauwelijks op ecologische kwaliteitskenmerken en grensoverschrijdende milieuproblemen.

Indicatie als algemeen begrip

De algemene betekenis van indicator is aanduiding dat er iets aan de hand is. Daarna is het pas van belang analyseerbare kenmerken te vinden, de variabelen of

parameters. Als met een zekere regelmaat en in een groot gebied een verschijnsel is gemeten, kan van biologische of ecologische meetnetten gesproken worden.

Een voorbeeld hiervan is de vogeltrek (Kwak & Stortelder, 1981). Wie oog heeft voor de geringe kleurverschillen tussen onze inheemse en de Scandinavische vogels en ook voor hun verschillend gedrag, ziet aan het binnenvallen van de noordelijke vogels dat aldaar de herfst en winter inzet. Maar vogeltrek is zo complex dat geen éénduidig verband valt te leggen met één enkele factor. Temperatuur, lichtintensiteit, daglengte, voedsel en de hormonale interne klok worden zintuigelijk en fysiologisch geïntegreerd tot trekgedrag. Trek is in algemene zin een indicator van een complex gebeuren, maar het wordt pas interessant als uit jarenlange observaties (dus monitoring) valt af te leiden dat er veranderingen optreden of in aantallen trekkers of overwinteraars of in trektijden en trekrichting. Dan is er sprake van parametrisering op grond van een ecologisch meetnet. Signaleren en evalueren zijn de functies van zulke meetnetten.

Factoren en trends

Slechts zelden zijn veranderingen tegelijkertijd monofactorieel (zoals fosfaatafhankelijkheid) en kleinschalig (een of enkele individuen) zoals in het hoofdstuk van Oosterveld aan paardebloemen staat beschreven. Bij de roofvogelsterfte in oostelijk Nederland in de jaren zestig (Van Os, 1981) kon een monofactorieel verband worden gelegd met zaaizaadontsmettingsmiddelen. Maar de snelle achteruitgang van de zeehonden in de Waddenzee is zeker niet monofactorieel met PCB's in verband te brengen (Reijnders, 1980). Teveel nadruk op PCB's zou wel eens kunnen afleiden van mogelijke andere oorzaken. De achteruitgang van de grote sterns aan het einde van de jaren zestig kon zeer aannemelijk worden verklaard uit een enkele grote lozing van drins en was dus vrijwel rechtstreeks te parametriseren. Van de alom sterke uitbreidingen van kokmeeuwen en zilvermeeuwen kan echter slechts worden gezegd dat het een indicator is van algemene milieuverontreiniging, vooral door kwistig rondstrooien van voedselresten van de welvaartsmaatschappij: dus nauwelijks te parametriseren, laat staan te 'monitoren'.

Zowel het ontbreken als het aanwezig zijn van iets kan als indicator worden genomen. Als beekprikken en donderpadden ondanks strikte bescherming krachtens de Natuurbeschermingswet steeds zeldzamer worden, is dat een indicatie, maar het is niet duidelijk waarvoor: waterverontreiniging door gierlozingen of biotoopvernietiging die eufemistisch door cultuurtechnici als 'normalisatie' wordt gepresenteerd. Het opdringen van ruderale vegetaties in Nederlandse duinvalleien is een indicatie van zowel eutrofiëring als uitdroging (Van Dijk, 1982).

Ecosysteemparameters als indicatoren

Ook meer complexe variabelen, zoals populatiedynamica, diversiteit, zeldzaamheid, trofische structuur en stabiliteit, kunnen als indicator dienen. Bij populatiedy-

namica gaat het om legselgrootte, broedsucces, predatiedruk, draagkracht van het milieu en andere dichtheidsafhankelijke factoren waarmee vitaliteitsindices van soorten bepaald kunnen worden, zij het zeer arbeidsintensief. Soms blijkt echter al dat ordentelijk ecologisch onderzoek nutteloos. Als je midden mei – hartje broedseizoen – hondertallen grutto's (kensoort bij uitnemendheid voor vochtige graslanden zoals Beintema aangeeft) langs de oevers van de Oostvaardersplassen ziet rondhangen in dichtheden ver boven die in de natte weilanden, dan ligt het voor de hand te veronderstellen dat dit een indicatie is voor een verstoring van de populatiedynamica van de grutto's door cirkelmaaiers die nesten met jongen tot moes vermaalden en de ouders naar elders verdreven. Willen we dus ecosysteem-indicatoren gebruiken, dan moeten we vooraf zekerheid hebben dat die niet worden verstoord door artefacten zoals maairegimes enerzijds of het bijvoeren of het plaatsen van nestkasten anderzijds. En zelfs dan zijn nog twijfels mogelijk omtrent de zuiverheid van de biologische informatie, want die kan zijn ontleend aan geografisch verschillende populaties. Alvorens bijvoorbeeld aan de populatiedynamica van korhoenders een indicatorfunctie toe te kennen, moet worden vastgesteld of er sprake is van populatie-genetische verschillen (in Noorwegen veel meer een bosvogel dan hier) of van een tekort aan inzicht in de overige factoren die maken dat in verschillende gebieden slechts verschillende trajecten van een veel bredere amplitude van habitats wordt gerealiseerd (Maréchal, 1983).

Zo kan de steekproef van een onderzochte populatie een probleem zijn als het gebied te klein is voor een goede steekproef. De vaststelling of een indicatorsoort zich leent voor parametrisering is daarom meestal pas mogelijk na afloop van een longitudinaal onderzoek, zoals het broedvogelonderzoek in Drenthe (Van Os, 1981) of het bodemonderzoek met regenwormen (beschreven in het hoofdstuk van Eijsackers).

Diversiteit en stabiliteit

Ecosystemen functioneren als waren ze één reusachtig organisme waarbinnen terugkoppelingsmechanismen zorgen voor regulatie en stabiliteit tussen de trofische niveaus (primaire producenten, herbivoren, carnivoren en reducenten) en tussen soorten op eenzelfde niveau. Verschil in soortdiversiteit kan een indicator zijn van een complex fenomeen zoals landbouwkundig beheer.

Een Zwitsers onderzoek (Luder, 1982) vermeldt voor boomgaarden en andere boomrijke gebieden 50 vogelsoorten tegen 31 op open landbouwgronden. De diversiteit is 10 – 29 voor boomrijke percelen en 1 – 11 voor akkers en weilanden. De Boer en Beintema maken in hun hoofdstukken achtereenvolgens duidelijk dat de spectaculaire afname in de diversiteit in de Nederlandse graslandvegetaties en in de weidevogelstand indicatoren zijn voor complexe veranderingen in bemesting, ontwatering en beweiding. Eveneens op ecosysteemniveau kan men kijken naar de veranderingen in de interacties tussen planten, dieren en micro-organismen, zoals bij bloembestuiving, strooiselafbraak en predator-prooi-relaties. Het disfunctioneren

van een ecosysteem uit zich in wat wij plagen noemen. Veel landbouwkundig onderzoek is gericht op het voorkomen van dit disfunctioneren en heeft daardoor niet weinig bijgedragen tot kennis van ecologische principes.

Stof-, energie-, en informatiestromen

In elk ecosysteem zijn materie, energie en informatie de fundamentele peilers; hun stromen (in ruimte en tijd) zijn onlosmakelijk verweven. Dank zij het voortrekkerswerk van onderzoekers als de Odum's (Eugene en Howard), Margalef, Macfadyan en Pimentel zijn we dichter gekomen bij een dusdanige parametrisering van stromen van mineralen en van energetische rendementen op de verschillende niveaus in de voedselpyramide alsmede bij de selectie van genetische informatie, dat daarmee een verantwoord beheer van ecosystemen mogelijk wordt. Het moeilijkst is dat echter t.a.v. de beheersing van informatiestromen, dus het beheer van genenreservoirs in breedste zin.

Naast politieke wil en macht om de reeds overweldigende kennis en inzichten t.a.v. het milieu werkelijk toe te passen, signaleert Tinbergen (1982) twee cruciale gebieden waar nog uitbreiding van fundamentele kennis nodig is:

- De rol van de biosfeer in het klimaatgebeuren, d.w.z. de relatie van het klimaat met de bio-geo-chemische kringlopen van koolstof ën de klimaat-biosfeer-interacties.
- De gevolgen op lange termijn voor de stabiliteit van afzonderlijke ecosystemen en de biosfeer als geheel van de sluipende maar in hevigheid toenemende genetische erosie: het voorgoed verloren gaan van genetische diversiteit die in miljoenen jaren werd opgebouwd.

Aan de klimaat-biosfeer-interacties is een apart symposium gewijd in het kader van het klimaatonderzoeksprogramma van de Europese Gemeenschappen (Lieth, 1983). Naar de lange-termijn-effecten van genetische erosie kan men slechts gissen. Het uitsterven van soorten leidt zeker tot verarming van ecosystemen, maar heeft nog nergens tot katastrofale situaties geleid. Dat in Nederland sedert het begin van deze eeuw meer dan vijftig soorten inheemse planten zijn verdwenen en enige honderden soorten zeldzaam zijn geworden verontrust slechts een zeer kleine fractie van de bevolking.

Aan anthropogenisering, het vrijwel alom dienstbaar maken aan de mens, ontkomt vrijwel geen ecosysteem. Dat betekent dat ook geen enkele ecologische indicator ontkomt aan 'ruis' door artefacten en dat het steeds moeilijker wordt het signaal van de ruis te onderscheiden. Vanuit een oogpunt van informatiestromen is het goed te wijzen op het belang dat De Boer in zijn hoofdstuk toekent aan vegetatierelicten als kerngebieden voor een beleid dat op milieuherstel is gericht.

Lijnen van onderzoek

Om meer vat te krijgen op de complexiteit is multi- en interdisciplinair onderzoek nodig, en wel heel in het bijzonder in Biosfeer-reservaten, waarvoor de conceptie werd ontwikkeld vanaf 1973 in het UNESCO-programma 'Man and the Biosphere' (MAB). In hun studie over zin en onzin van biologische meetnetten komen Meijers & Van Selm (1982) en Meijers et al. (1982) tot de conclusie, dat alleen een aanpak zoals voorgestaan in biosfeerreservaten zinvol is. Het meetnet omvat fysische, chemische, biotische en antropogene variabelen. Wellicht kan in Nederland de Raad voor Milieu en Natuur Onderzoek nieuwe aandacht vestigen op het belang van een internationaal samenwerkingsprogramma als het MAB en wordt ooit nog eens het Waddenzeegebied een grensoverschrijdend biosfeerreservaat.

Literatuur

Dijk, H. W. J. van, 1982. Invloeden van waterwinning door duininfiltratie op de vegetatie. Rapport van de Vakgroep Milieubiologie, Leiden.

Kwak, R. G. M. & A. H. F. Stortelder, 1981. Vooronderzoek naar landschapsecologische relaties: internationale vogeltrek. Publikatie 247 van het Rijksinstituut voor de Bos- en Landschapsbouw (De Dorschkamp), Wageningen.

Lieth, H. (ed.). Climate–biosphere interactions. Proceedings of an EC-workshop, Osnabrück 1983. Journal of Biometeorology (in voorbereiding).

Luder, R., 1982. In: Study on protection and management of natural genetic resources. OECD report ENV/SF/82.4. 27 april 1982.

Maréchal, P. L. Th. A., 1983. Vervorming van biologische informatie bij bosvogels. Het Vogeljaar 1983 (in druk).

Os, B. L. J. van, 1981. Milieukartering Drenthe: broedvogelonderzoek. Provinciale Planologische Dienst, Drenthe.

Meijers, E. M. J. & A. J. van Selm, 1982. Een literatuurstudie t.b.v. de opzet van een biologisch meetnet. Rapport Vakgroep Milieubiologie Leiden.

Meijers, E. M. J., W. J. Ter Keurs & E. Meelis, 1982. Biologische meetnetten, startnotitie voor de LaSOM. Vakgroep Milieubiologie, Leiden.

Reijnders, P. J. H., 1980. On the causes of the decrease of the Harbour Seal (Phoca vitulina) population in the Dutch Waddensea. Proefschrift, Landbouwhogeschool, Wageningen.

Tinbergen, J., 1982. Interview. Natuur en Milieu, maart 1982.

UNEP-ECE, 1981. Compendium on environmental indicators. UN-ECE Geneva, Report ENV/R 141.

Vegetatie als indicator van milieu en milieuveranderingen

Th. A. de Boer

Inleiding

Het begrip vegetatie wordt verschillend gehanteerd. In vele gevallen wordt het in de algemene zin van begroeiing gebruikt. Dan vallen onder het begrip vegetatie alle plaatsen waar planten groeien, dus bossen, land- en tuinbouwgewassen, grasland enz. In de vegetatiekunde is het begrip vrij eenduidig geformuleerd. Hier verstaat men onder vegetatie de op een bepaalde plaats groeiende planten, bestaande uit één of meer soorten, waarvan de combinatie, verhouding en ruimtelijke rangschikking in afhankelijkheid van de groeiomstandigheden en de onderlinge concurrentie en aanpassing, zijn ontstaan.

Uit veel veldonderzoek is gebleken dat er vegetatietypen, plantengemeenschappen, of hoe men ze ook wil noemen, zijn te onderscheiden. Dit is gebleken zowel door het maken van een analyse van de floristische samenstelling na een methode van selectie van het opname-areaal, als door een aselecte wijze van bemonstering via lijnen of transecten (Westhoff & Den Held, 1975; De Vries et al., 1954). Naast de analyse van de vegetatie is in diverse onderzoeken ook de betrokken standplaats (groeiplaats) op een aantal abiotische factoren geanalyseerd (Kruijne et al., 1967). Hierbij werd een duidelijk verband gevonden tussen de floristische samenstelling en de geanalyseerde abiotische factoren.

Gewapend met deze kennis is het daardoor mogelijk geworden aan de hand van de floristische samenstelling van de vegetatie een schatting te geven van de abiotische groeifactoren, zo men wil de milieuomstandigheden van bepaalde terreinen. Brengt men de aldus gedefinieerde vegetatietypen op een topografische kaart, dan kan het ruimtelijk patroon van één of meer factoren van het abiotische milieu hieruit afgeleid worden (De Boer, 1956).

Gezien de belangrijke waarden die de vegetatie (in sommige gevallen begroeiing) voor de fauna heeft, ten dele als voedsel, ten dele als verblijfplaats (biotoop), geeft een vegetatiekaart tevens inzicht in de mogelijkheden voor diersoorten. Uiteraard veronderstelt dit wel kennis over de relatie tussen vegetatie en fauna (Sikkema, 1973; Slob, 1975).

Uit het bovenstaande is te concluderen dat de vegetatiekaart ook een belangrijke bijdrage kan leveren aan de landschapsecologie van een gebied (De Boer, 1965) en ook gebruikt kan worden voor de formulering van de belevingswaarde van het landschap.

Vegetatie-indeling en milieuïndicatie

Wanneer de abiotische factoren van het milieu sterk uiteenlopen zullen er in de regel grotere verschillen in de samenstelling van de vegetatie zijn dan bij minder uiteenlopende verschillen. Grote verschillen in vegetatietypen kunnen ook ontstaan door verschillen in gebruik door mens en dier, of verschillen in beheer door de mens. In feite zijn dit dus biotische factoren, die van invloed zijn op de vegetatie.

De in structuur en floristische samenstelling meest uiteenlopende terrestrische vegetatietypen zijn te danken aan dit verschil in gebruik. Zoals de bossen, die ten dele zijn geplant, maar waarin ook de ondergroei nog veel overeenkomst vertoont met die van de vroegere van nature ontstane bossen. Waar door branden, beweiden en maaien van de vroegere bosvegetatie graslanden zijn ontstaan hebben we met een heel ander vegetatietype van doen. Hier hebben we alleen te maken met een kruidlaag, terwijl in de bossen over het algemeen drie vegetatielagen voorkomen, namelijk kruiden, struiken en bomen.

Door verschil in abiotische factoren, zoals grondwaterstand, zuurgraad van de grond, natuurlijke verschillen in plantevoedende stoffen en in geringere mate de textuur en structuur van de grond, ontstonden duidelijke verschillen in floristische samenstelling van deze graslanden (zie ook het hoofdstuk van Brouwer; De Vries, 1948). Daarnaast had het gebruik als weiland of als hooiland grote invloed op de floristische samenstelling.

Daar dit gebruik van het grasland in vele gebieden van Nederland eeuwenlang op dezelfde plaats hetzelfde was, ontstond een relatief stabiele vegetatie. Het hooi dat gewonnen werd van het ver van de bedrijfsgebouwen gelegen grasland, werd op stal opgevoerd. Verreweg het grootste deel van de plantevoedingsstoffen kwam in de mest terecht. Met deze mest werd het weiland dicht bij huis bemest en op gemengde bedrijven het akkerland.

Er ontstond dus een stroom van mineralen die zich van het verafgelegen grasland verplaatste naar het dichtbijgelegen grasland. Hierdoor verschraalde het hooiland steeds verder en ontstonden zogenaamde blauwgraslanden, vegetatiekundig 'Molinietum' genoemd. Hier kwamen zeer veel plantesoorten voor (tot in sommige gevallen 120 soorten) en overheersten *Molinia caerulea* en *Carex panicea*. Laatstgenoemde soort gaf door zijn blauwachtig blad, te zamen met een aantal paars- en blauwbloeiende kruiden, de naam blauwgrasland (De Vries, 1926).

Dichter bij huis werd door de ophoping van plantevoedende stoffen en het conserverend beheer van altijd beweiden, een heel ander type graslandvegetatie gevormd. Hier overheerste *Lolium perenne* met *Poa*-soorten. Deze graslanden hadden een frisse groene kleur. Tussen beide typen had men allerlei overgangen. Hierdoor ontstond in de veenweide-gebieden de bekende zonering die in wat afgezwakte vorm aan het eind van de veertiger jaren van deze eeuw nog op grote schaal was waar te nemen.

De vegetatietypen van bossen, heiden en graslanden hadden dusdanige duidelijke verschillen in floristische samenstelling, dat ze ieder hun eigen combinaties van

kensoorten hadden (Westhoff & Den Held, 1975).

De mens had door zijn wijze van gebruik en beheer diversiteit aan het abiotische milieu toegevoegd. Doordat het gebruik in bepaalde gebieden zich moest aanpassen aan van nature bestaande verschillen werden deze verschillen vaak versterkt. Een voorbeeld is het verschil in hoogteligging ten opzichte van het grondwater. De akkers werden op de hogere gronden gelegd en de graslanden op de lagere gronden.

In het huidige cultuurlandschap zijn de verschillen aan het vervagen. De tegenstelling in het gehalte aan plantevoedende stoffen, die door verschillen in gebruik waren ontstaan, zijn door import van voedingsstoffen bijna overal weer geëgaliseerd. Maar nu is het hele abiotische milieu op een hoger niveau van voedingsstoffen gebracht. Bovendien is bijvoorbeeld bij grasland het gebruik van alle percelen veel uniformer geworden, namelijk afwisselend weiden en maaien. Hierdoor kunnen de verschillen die van nature bestonden, zoals verschillen in vochtvoorziening en textuur van de grond, zich ook veel minder uiten in verschillen in floristische samenstelling van de vegetatie.

Een zelfde uiteenzetting zouden we kunnen geven voor de verandering van de vegetatie op bermen en in sloten.

Vegetatie-indeling in het huidige cultuurlandschap

Wil men op dit moment in het cultuurlandschap een vegetatie-indeling maken die iets omtrent milieuverschillen zegt, dan kan men in vele gevallen niet meer gebruik maken van alleen verschillen in combinaties van plantesoorten; het aantal soorten is daarvoor te klein geworden. Alleen die plantesoorten welke het ruime aanbod aan plantevoedende stoffen omzetten in hogere groeisnelheid konden zich handhaven. De andere soorten verdwenen in de meeste gevallen door gebrek aan licht in de gesloten welige begroeiingen (Kruijne, 1964). Het blijkt echter dat de mate van bezetting in de vegetatie van de nu nóg voorkomende plantesoorten samenhang vertoont met de invloed die een groeifactor op de standplaats uitoefent.

Om dit vast te stellen is men langs twee methoden te werk gegaan. Bij de ene methode gaat men na in welke mate plantesoorten in vegetaties, dus in afhankelijkheid van de groeiomstandigheden en de onderlinge concurrentie en aanpassing, meer dan statistisch toevallig, samen voorkomen. Deze methode wordt ook wel clusteranalyse genoemd, omdat men wiskundig gesproken clusters van plantesoorten krijgt. Met enige ecologische kennis van enkele soorten kan men dan veronderstellen welke groeiomstandigheden bij deze cluster horen. Doordat deze clusters meerdimensionaal zijn, kan men ook voorspellen welke groeiomstandigheden veroorzaken dat een cluster op een bepaalde plaats ten opzichte van het assenstelsel in een grafische voorstelling terecht komt (De Vries et al., 1954; De Lange, 1972).

Een andere methode is, door op een groot aantal plaatsen een vegetatieanalyse te maken en tevens diverse groeiomstandigheden te analyseren, zoals bodemvochtvoorziening, fosfaat- en kaligehalte en pH van de grond. Kruijne et al. (1967) hebben

dit gedaan bij 1577 graslanden waarin 453 plantesoorten werden aangetroffen. Dit is geanalyseerd aan de hand van botanische monsters en analyses, waarbij men de frequentiepercentages per soort op de proefvlakten vaststelde. Daarna zijn de waargenomen groeifactoren geclassificeerd, zodat bijvoorbeeld een aantal fosfaatklassen en gebruiksklassen werden verkregen. Vervolgens is het relatieve frequentiepercentage berekend, betrokken op het gemiddelde voorkomen per groeifactor, zodat ook minder voorkomende soorten genormaliseerd werden. Zodoende kreeg men van alle soorten een vergelijkbaar overzicht van de hoogte van het relatieve frequentiepercentage per klasse van de diverse groeifactoren. Dit geeft dus de kans aan of men een soort bijvoorbeeld in meerdere of mindere mate op natte, vochtige, matig droge of droge standplaatsen kan aantreffen. Door een bepaalde rekenwijze toe te passen, waarbij rekening gehouden werd met de mate waarin de plantesoort voorkomt, werd per plantesoort en standplaatsfactor een indicatiegetal berekend. Hierdoor kan, nadat van een vegetatie een analyse gemaakt is en men per plantesoort de bijbehorende indicatiegetallen vermenigvuldigt met het percentage waarmede de soort in de analyse voorkomt, de indicatiewaarde van de vegetatie berekend worden voor de verschillende standplaatsfactoren.

Maar men moet er rekening mee houden dat een plantesoort over een zekere breedte van de groeifactorklassen verspreid voorkomt en in het gunstigste geval in zijn gemiddelde mate van voorkomen een top bij een bepaalde klasse heeft (Kruijne et al., 1967).

Een andere doch minder overzichtelijke methode voor het toekennen van een indicatorwaarde aan plantesoorten voor milieufactoren is, uit allerlei waarnemingen (helaas niet altijd goed vergelijkbare) kennis te verzamelen over het voorkomen van plantesoorten en dan aan de hand daarvan de milieufactor een indicatiewaarde toe te kennen (Ellenberg, 1979; Londo, 1975).

Met deze voorkennis, gecombineerd met vegetatieanalyses van de nu voorkomende begroeiingen, hebben we groepen van zogenaamde indicatorsoorten opgesteld. Deze zeggen iets over een complex van groeifactoren, of een afzonderlijke groeifactor (De Boer, 1956). Naarmate een dergelijke groep met een hoger bezettingspercentage voorkomt, duidt dit op een sterke invloed van bepaalde groeiomstandigheden.

Voor de volgende groeifactoren en beheershandelingen onderscheiden we groepen van plantesoorten die deze indiceren: de eutrofiëringsgraad, de vochtvoorzieningstoestand, de wijze van gebruik, zoals beweiden en maaien van grasland, en bij wegbermen en sloten de mate van mechanische verstoring (De Boer & Ferrari, 1956).

Vochtvoorzieningsklassen

Zo onderscheiden we, gebaseerd op de genoemde onderzoekingen en eigen onderzoek, groepen van indicatoren voor de waterhuishouding van de bodem, die vocht- of droogte-indicatoren genoemd worden. De mate van voorkomen van een derge-

lijke indicatorengroep wordt in een klasse van bezettingspercentage uitgedrukt. Aangezien de samenhang met verschillende grondwatercurven afgezet in de tijd afhankelijk is van o.a. de textuur en het organische-stofgehalte van de grond, is de indicatie niet zonder meer uit te drukken in grondwatertrappen (De Boer & Ferrari, 1956).

Op de uit de vegetatie afgeleidde kaart betreffende de vochtvoorziening komen de klassen voor, die een mate van vochtvoorziening uitdrukken. In de legenda vinden we termen als nat, vochtig, iets droog enz. voor de klassen.

Uit studies over de samenhang van de uit de vegetatie afgeleide vochtvoorzieningskaart en bijvoorbeeld een grondwatertrappenkaart blijkt er per bodemtype een bevredigende samenhang te zijn. Toch zijn er altijd afwijkingen, zowel naar de nattere als naar de drogere kant. Bij nader onderzoek blijkt dit verschillende oorzaken te hebben. Dat kan komen door het methodologische verschil tussen vegetatie- en bodemkartering. Bij de bodemkartering is men bij het bepalen van de grens tussen kaartvlakken die tot uiteenlopende bodemtypen behoren in sterke mate afhankelijk van de dichtheid van het boorpuntennet. Uiteraard wordt daarbij rekening gehouden met de uiteindelijke schaal van de bodemkaart. Daarnaast maakt men gebruik van bijvoorbeeld kleine hoogteverschillen in het terrein. Men kan echter nooit zo nauwkeurig werken als bij het waarnemen van verschillen in floristische samenstelling, waarmee de grenzen van een vegetatiekaart worden bepaald. Deze zijn direct in het terrein vast te stellen. Hoewel hier uiteraard ook het gegeven speelt, dat in het veld niet altijd scherpe grenzen bestaan tussen verschillen in floristische samenstelling, dus ook niet tussen de daaruit af te leiden vegetatie-eenheden. Dit speelt zeker een rol bij de indicatie die de vegetatie omtrent de vochtvoorziening geeft. Toch kan bijvoorbeeld bij grasland in sommige gevallen de perceelgrens samenvallen met vegetatievochtklassen. De oorzaak kan dan verschillen in begreppeling en onderbemaling zijn (Kop, 1965).

Naast het verschil tussen de grondwaterklassen en de vegetatievochtklassen door de hierbovengenoemde oorzaken, zijn er ook nog andere oorzaken achteraf in het terrein vast te stellen. Een slechte doorlatendheid boven in het bodemprofiel en dunne laagjes met goed vochthoudend materiaal kunnen een oorzaak hiervan zijn. In al deze gevallen reageert de floristische samenstelling daar duidelijk op, in afwijking van de grondwaterstandsklassen.

Ook komt het voor, dat men een mengsel van vocht- en droogte-indicatoren aantreft bijvoorbeeld bij een bodemprofiel waar op relatief geringe diepte ondoorlatend materiaal, als keileem of tertiaire klei voorkomt. In regenrijke perioden is de grond hier zeer nat, maar bij langere tijd van droogte is de grond hier ook gauw uitgedroogd. Een en ander hangt eveneens af van de helling van het oppervlak van de ondoorlatende laag ten opzichte van de helling van het maaiveld.

Eutrofiëringsklassen

We zijn op de vochtvoorzieningsklassen wat dieper ingegaan om het principe van de vegetatie als indicatie van een milieufactor te schetsen. Hetzelfde principe is gebruikt voor een uit de vegetatie afgeleide indeling voor de mate van eutrofiëring. Voor grasland spreken we hier meestal van cultuurdrukklassen, omdat hier de intensiteit van beweiden en het aantal malen maaien toeneemt in de mate waarin bemest wordt. Bemesting bepaalt hierbij de eutrofiëringsgraad.

Behalve dat bij toenemende eutrofiëring van bijvoorbeeld wegbermen, slootkanten en water in de sloten en vergroting van de cultuurdruk op grasland andere plantenindicatoren voorkomen of de bezetting met deze plantenindicatoren varieert, neemt in het algemeen ook het totaal aantal plantesoorten af.

De overige groeifactoren

Op de andere factoren die de groeiplaats beïnvloeden en die door de vegetatie worden geïndiceerd, gaan wij hier niet nader in. Het zijn verschijnselen als het vrij regelmatig openleggen van wegbermen voor de aanleg van kabels en leidingen, het intensief verwijderen van watervegetaties en het beschadigen van de grasmat door te diep uitmaaien of door verbranding met bijvoorbeeld gier. Bij geëutrofieerde grond gaat dit in het laatste geval gepaard met het binnendringen van soorten als kweekgras, ridder- en krulzuring.

Bij de vegetatiekarteringen worden ook afgeleide kaarten gemaakt, die deze verstoringen van de vegetatie aanduiden (Anonymus, 1982).

Besluit

Door de aldus onderscheide vegetatietypen op kaart te brengen is het mogelijk om bijvoorbeeld een goed inzicht te verkrijgen van het patroon van vochtgradiënten en eutrofiëringsklassen.

De naast de indicatorsoorten voorkomende plantesoorten geven vaak nog enig inzicht over de vroegere vegetatie ter plaatse. Ook geeft de vegetatiekaart door zijn totale dekking van een gebied, inclusief de meer natuurlijke vegetaties langs percelen en sloten en van wegbermen, een indruk van de vroeger aanwezige vegetaties. Daardoor is uit een vegetatiekaart van dit moment inzicht te verkrijgen over de opgetreden milieuveranderingen.

Uit vegetatieonderzoek van 30 tot 50 jaar geleden bestaat er een globale kennis over de toen voorkomende vegetatie-eenheden en hun ruimtelijke verspreiding. Doordat nu in diverse gebieden in verband met het opstellen van landinrichtingsplannen of bestemmingsplannen o.a. door het CABO vegetatiekaarten worden vervaardigd, kan men in grote lijnen eveneens iets zeggen over de milieuveranderingen die plaatsvonden in de afgelopen 30 tot 50 jaar.

Verder kan men ook iets afleiden uit het ruimtelijk patroon dat de vegetatie-

kaart te zien geeft, namelijk welke milieuveranderingen nog in delen van het gebied te verwachten zijn bij onveranderd beleid.

Gelijktijdig met de uitvoering van de volledige terreindekkende vegetatiekartering worden ook voor het gebied de groeiplaats van zeldzamere planten aangegeven. Hierdoor krijgt men extra informatie over opgetreden milieuveranderingen. Vaak zijn deze soorten de laatste resten van vroeger nog volledig aanwezige vegetatie-eenheden, maar nu niet meer gebonden aan vervangende vegetatie-eenheden in het geëtrofiëerde cultuurlandschap.

Ook geeft de vegetatiekaart informatie over de plaatsen in een gebied waar men nog de meeste kansen maakt om met een doelgericht milieubeheer de vroegere plantengezelschappen weer terug te krijgen. Uit onderzoek in proefvakken is gebleken, dat dit afhankelijk van de standplaats korter of langer duurt. Zo verloopt de restauratie bij droge kalkrijke of zure gronden sneller dan bij vochtige gronden, zeker als men naar plantengezelschappen streeft met meer oligotrofe omstandigheden (Oomes & Mooi, 1981).

De conclusie is, dat met behulp van vegetatiekarteringen milieuveranderingen zijn te traceren. Bij éénmalige kartering is dit al mogelijk, doch een herhaalde kartering is natuurlijk beter. (Zie daarvoor ook de bijdragen van Van Dobben en Van Clausman & Den Held in het themanummer 'Karteren, monitoring, voorspellen' van de W.L.O. Mededelingen 1982).

Literatuur

Anonymus, 1982. Handleiding voor vegetatiekartering. CABO.

Boer, Th. A. de, 1956. Een globale graslandvegetatiekartering van Nederland. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 62.5.

Boer, Th. A. de & Th. J. Ferrari, 1956. Bodemvruchtbaarheid, vegetatiekarteringseenheid en opbrengst van grasland in een zandgebied. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 62.15.

Boer, Th. A. de, 1965. Grouping of regions on the basis of grassland vegetation. Netherlands Journal of Agricultural Science 13. no. 2.

Ellenberg, H., 1974. Zeigerwerte der Gefäszpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9: 1 - 97.

Kop, L. G., 1965. Moisture indication on grassland by vegetation and soil: a comparison of maps. Netherlands Journal of Agricultural Science 13. no. 1.

Kruijne, A. A., 1964. The number of species in grassland. Jaarboek IBS, p. 167 - 175.

Kruijne, A. A., D. M. de Vries & H. Mooi, 1967. Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 696.

Lange, L. de, 1972. An ecological study of ditch vegetation in the Netherlands. Proefschrift, Universiteit van Amsterdam.

Londo, G., 1975. Nederlandse lijst van Hydro-, Freato- en Afreatofyten. RIN, Leersum.

Oomes, M. J. M. & M. Mooi, 1981. The effect of cutting and fertilization on the floristic composition and production of an Arrhenaterion elatioris grassland. Vegetatio 47: 233 - 239.

Sikkema, K., 1973. Mogelijke samenhang tussen vegetatie en broedplaatsen van onze weidevogels. IBS, Karteringsverlag nr. 149.

Slob, G. J., 1975. Water- en bermplanten als gastheer van een aantal insektensoorten. Gest. Uitg. Staatsbosbeheer, Goes.
Vries, D. M. de, 1926. Het plantendek van de Krimpenerwaard. Over de samenstelling van het Crempensch Molinietum coeruleae en Agrostidetum caninae. Ned. Kruidk. Arch. 1929, Amsterdam.
Vries, D. M. de, 1948. De botanische samenstelling van Nederlandse graslanden. I. De typering van graslanden. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 54 (6): 1 - 12.
Vries, D. M. de, J. P. Baretta & G. Hamming, 1954. Constellation of frequent herbage plants, based on their correlation of occurrence. Vegetatio acta geobot. V/VI: 105 - 111.
Westhoff, V. & A. J. den Held, 1975. Plantengemeenschappen in Nederland (tweede druk). W. J. Thieme en Cie, Zutphen.

Plantesoorten als indicator, toegelicht aan het voorbeeld van de paardebloem

P. Oosterveld

Algemeen

Gelet op hun specifieke eigenschappen en vermogens zijn alle organismen ecologisch genormeerd. Wil een bepaald organisme als individu kunnen leven en tevens als soort voortbestaan, dan moeten de operationele omgevingsvariabelen aan zekere normen voldoen. Wat hun grootte betreft liggen de grenzen tussen 'minimaal vereist' en 'maximaal toelaatbaar'. Wanneer ergens op aarde aan de ecologische normen van het desbetreffende organisme wordt voldaan, zeggen we dat daar zijn 'specifieke milieu' is gerealiseerd. In dat geval wordt de grootte van de betrokken operationele omgevingsvariabelen altijd beheerst door alle ter plaatse werkzame conditionele, positionele en sequentiële omgevingsvariabelen, waarvan wij het gezamenlijk effect doorgaans omschrijven als selectie- en regulatiemechanismen.

Omdat organismen genormeerd zijn met betrekking tot die operationele omgevingsvariabelen die voor hen het karakter van een ecologische parameter vertonen, kunnen wij ze als indicator gebruiken voor zulke variabelen, maar ook voor niet meer dan dat. De parameters in kwestie vormen voor ons de maatstaven of criteria. Van Leeuwen (1983) gaat nader in op de theoretische achtergronden van de begrippen 'norm', 'maatstaf' of 'criterium' en 'indicator', waarbij onderscheid gemaakt wordt tussen indicatoren die naar toestanden in het verleden wijzen, indicatoren in actuele zin en indicatoren die ons een blik op de toekomst kunnen geven.

Zo vertelt ons, om een eenvoudig voorbeeld te noemen, de aanwezigheid van waterlelieplanten in een vrijwel geheel verland moeras, dat daar in het verleden open water was en is het bij voldoende kennis van bepaalde vegetatiesuccessiereeksen mogelijk aan de hand van soorten uit het beginstadium voorspellingen te doen over toekomstige ontwikkelingen.

Met het spontaan verschijnen dan wel blijven of verdwijnen van plantesoorten hebben wij meetinstrumenten in handen die zowel ecologische als natuurtechnische indicatie geven (fig. 1). De ecologische indicatie geeft aanwijzingen over de waarde van de betrokken ecologische parameters, de natuurtechnische indicatie daarentegen biedt ons een middel om uitspraken te doen over de juistheid van het desbetreffende beheer. Hier wordt uitgegaan van natuurtechnische normen en dito maatstaven, van welke laatste 'soortdiversiteit' en 'ruimtelijke zeldzaamheid' er twee zijn.

Indicaties zijn te ontlenen aan soortensamenstelling, talrijkheid, groeiwijze en grootte per soort, de mate en de tijdsduur van de bloei en zelfs aan kleine morfolo-

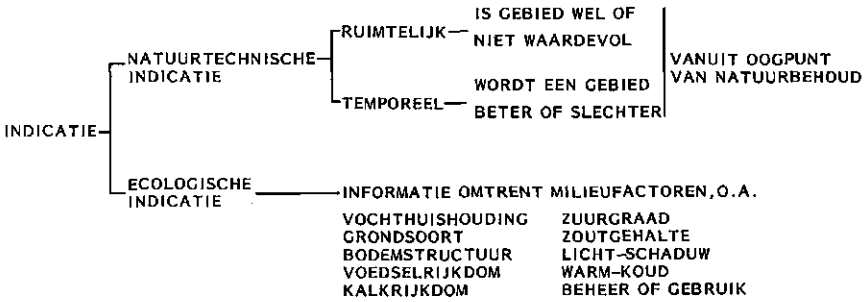


Fig. 1. Indicatieschema. (uit Londo, 1983)

gische verschillen binnen één soort. In figuur 2 is voor een aantal van deze aspecten de algemene trend weergegeven. Een grofkorrelig voorkomen van forse planten die lang en rijkelijk bloeien, is natuurtechnisch ongunstiger dan een fijnkorrelige verspreiding van schriele plantjes die maar kort of in het geheel niet bloeien. Dit geldt niet alleen voor algemene soorten maar ook voor relatief zeldzame zoals orchideeën. Beheerders die verheugd melding maken van grote aantallen kniehoge orchideeën op plekken waar er vroeger maar een paar stonden, moeten in hun vreugde getemperd worden met de mededeling dat het dan juist de verkeerde kant opgaat. Voor diegenen die in dit verband slechts in directe causale relaties kunnen denken, is het moeilijk te begrijpen dat de overlevingskans ter plekke van misschien wel 1000 forse orchideeën met miljarden zaden oneindig veel kleiner is dan die van een stuk of wat schriele orchideetjes die vaak helemaal geen zaad produceren omdat de knoppen er net voor de bloei door de konijnen uit gegeten zijn. In het algemeen geldt dat het natuurtechnisch optimum aan de minimumkant van een ecologische amplitudo ligt, zoals weergegeven in figuur 3. Wanneer soorten voorkomen aan de minimumgrens

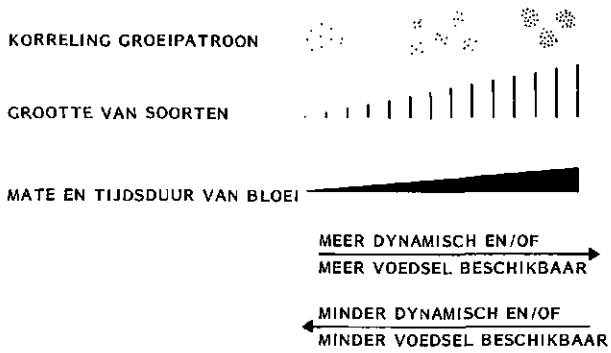


Fig. 2. Naast het voorkomen van de soorten als zodanig zijn ook andere aspecten van indicatieve betekenis. (Londo, in voorb.)

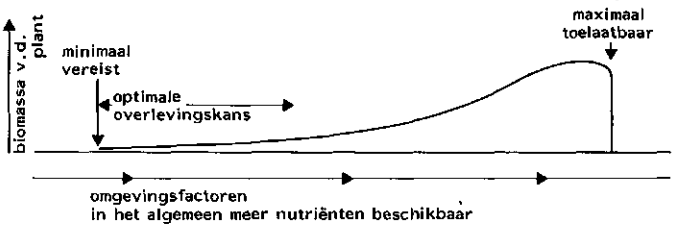
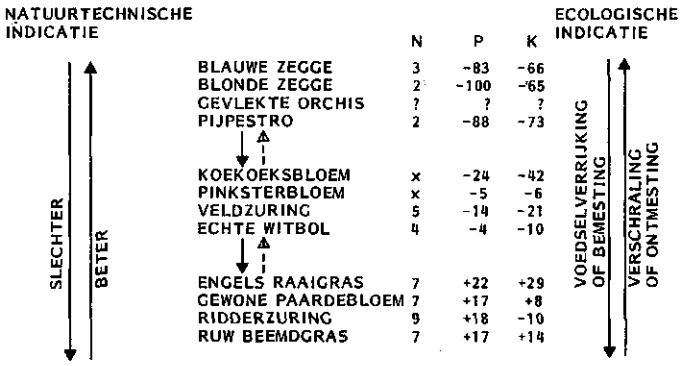


Fig. 3. Schematische weergave van de mogelijkheden en mate van voorkomen van plantesoorten in relatie tot minima en maxima van nutriënten.

van hun groeimogelijkheden (net genoeg nutriënten beschikbaar), hebben ze een veel hogere overlevingskans dan wanneer zij voorkomen aan hun maximumgrens (net niet te veel nutriënten). De grens van 'te veel' kan van het ene op het andere jaar makkelijk overschreden worden, bijvoorbeeld met een flinke mestgift. Om de grens van 'te weinig' te overschrijden zijn, zeker onder de huidige omstandigheden, decennia nodig.

Voor natuurtechnische indicatie is het optreden van soorten nooit eenduidig in de zin van goed of slecht. In het voorbeeld van figuur 4 worden drie groepen van graslandsoorten genoemd, respectievelijk kenmerkend voor schraallanden, vooroorlogse boerengraslanden en kunstweiden. Uitgaande van de bovenste groep moet het optreden van pinkster- en dagkoekoeksbloemen daar negatief beoordeeld worden; maar wanneer deze soorten echter weer verschijnen ten gevolge van een



N= stikstofgetal volgens Ellenberg; schaal van 1 (zeer stikstofarm) tot 9 (zeer stikstofrijk)
P= fosfor-toestand volgens Kruyne, de Vries en Mooi; schaal van -100 (uiterst laag) tot +100 (zeer hoog)
K= kalium-toestand volgens Kruyne, de Vries en Mooi; schaal als bij P
x= indifferent gedrag, d.w.z. een groot amplitude ofwel verschillend gedrag in verschillende gebieden
? = nog niet (voldoende) bekend
——▶= ontwikkeling kan snel en gemakkelijk verlopen
- - -▶= ontwikkeling verloopt langzaam en moeilijk en is niet altijd mogelijk

Fig. 4. Natuurtechnische en ecologische indicatie gedemonstreerd aan drie graslandtypen met de kenmerkende soorten. (uit Londo, 1983)

verschralingsbeheer op kunstweiden, is dit uiteraard een positieve ontwikkeling (Londo, 1983).

Veel oorzaken kunnen leiden tot dezelfde gevolgen die vaak samen te vatten zijn in termen van nutriëntenvoorziening. Het voorkomen van soorten als haagwinde, bitterzoet, harig wilgeroosje en koninginnekruid wijst altijd op de aanwezigheid op hun standplaats van veel en gemakkelijk afbreekbare organische resten. Op de ogenschijnlijk geheel verschillende standplaatsen van deze soorten komt deze afbraak op verschillende manieren conditioneel tot stand. Enerzijds door de aanwezigheid van veel kalk in de grond, anderzijds door de factor beweeglijk water of een combinatie van beide in een min of meer getemperde vorm. De soorten zijn dus niet zonder meer directe aanwijzers van veel kalk of beweeglijk water (Van Leeuwen, 1983).

Nooit kan het voorkomen van een plant gekoppeld worden aan één absolute waarde van een te meten ecologische parameter. Het betreft altijd een traject van min of meer of een zekere mate van verschil op zichzelf. *Dryas octopetala* groeit in de Alpen vrijwel altijd onder basische omstandigheden; nadere analyse leert dat dit alleen op die plekken is waar op korte afstand een vrij steile pH-gradiënt te vinden is van 9 naar 5; de arctische *Dryas* wordt doorgaans op veel zuurdere omstandigheden aangetroffen eveneens bij grote pH-verschillen op korte afstand, maar dan van 7 naar 3.

Elke spontaan optredende plantesoort indiceert in eerste instantie zijn eigen specifiek milieu; dit specifieke milieu wordt nog maar zeer ten dele begrepen, maar bij veel waarnemers is de neiging te onderkennen om na het meten van enige omgevingsfactoren de plant zijn milieu maar op te dringen. Deze waarnemers komen dan vaak later nog wel eens voor verrassingen te staan wanneer ze hun soort ergens anders 'buiten hun milieu' aantreffen.

Vergelijken we de natuurtechnische indicatiewaarde van planten ten opzichte van dieren, dan kunnen we concluderen dat voedselspecialisten onder de dieren – veelal de zeldzame soorten – bij veranderingen in ongunstige zin sneller reageren dan planten, maar op veranderingen in gunstige zin juist trager. Bij ongunstige veranderingen in de conditie voor vochtige heidevegetaties is het gentiaanblauwtje eerder weg dan de de klokjesgentiaan, maar indien de condities voor de klokjesgentiaan weer hersteld zijn en de plant zich weer heeft gevestigd, kan het nog geruime tijd duren voordat ook het blauwtje het systeem weer completeert. Er zijn echter aanwijzingen dat bij een verschralingsbeheer van graslanden de soortendiversiteit aan niet-specialistische faunaelementen eerder toeneemt dan de floristische diversiteit terwijl de faunadiversiteit bij bemesting ook pijlsnel afneemt. Volgens deze maatstaf verschaffen dieren sneller informatie, die echter vanwege de bewerkelijkheid door onderzoekers heel wat minder snel bevestigd zou kunnen worden. Vermoedelijk hangt de snelle reactie van diersoorten op verschraling en bemesting samen met de verhoogde eetbaarheid van gewassen voor herbivoren naarmate die planten meer naar de minimumkant van hun ecologische amplitudo verschuiven (Kuiper, 1979).

Indicatieaspecten van paardebloemen, Taraxacum sp.

Verkennende inventarisaties

Bij het toepassen van natuurtechnische verbeteringsmaatregelen is het van belang om al op korte termijn te beschikken over een indicatie of de ontwikkelingen in de gewenste richting, overeenkomstig de doelstelling, gaan verlopen. Op het Rijksinstituut voor Natuurbeheer wordt ernaar gestreefd reeksen van soorten op te stellen waaraan vooruitgang in natuurtechnische zin, bijvoorbeeld met betrekking tot maatregelen gericht op een proces als verschraling, afgelezen kan worden. Van meer naar minder voedselrijke omstandigheden bestaan reeksen binnen de grassenfamilie en binnen de geslachten *Ranunculus* en *Rumex* (RIN, 1979). Juist het opstellen van dergelijke reeksen van ecologisch nauw verwante soorten binnen één geslacht zou de indicatie in hoge mate kunnen verfijnen. Voor het geslacht *Carex* heeft Dirkse (1977) een dergelijke reeks opgesteld. Ook is het van belang om over indicatie te beschikken zodra er ongewenste ontwikkelingen optreden, en hiervoor een zo breed mogelijk spectrum van soorten ter beschikking te hebben.

Als het om beheersmaatregelen gaat voor graslanden en we in het begin van de maand mei om ons heen kijken, vallen met betrekking tot het voorkomen van paardebloemen bepaalde zaken direct op. De belangrijkste is dat de verschillen in dichtheid van het geel in het weidelandschap in grote lijnen verloopt langs de perceelgrenzen. De veronderstelling dat het voorkomen van de paardebloem iets te maken heeft met de op dat perceel uitgevoerde landbouwkundige beheersmaatregelen ligt dan ook voor de hand. Vergelijking van boerengraslanden met weilandpercelen die nog maar één jaar uit het agrarisch beheer genomen waren, gaven geheel verschillende paardebloemaspecten te zien. Later bleek dat hiermee een algemene soort was gevonden met behulp waarvan op zeer korte termijn iets over het effect van beheersmaatregelen gezegd kon worden.

In Nederland zijn momenteel 196 microsoorten binnen het geslacht *Taraxacum* beschreven, verdeeld over vijf secties (Hagendijk et al., 1975 en 1982).

Inventarisaties van paardebloemsoorten op meer dan 100 percelen, korter of langer bij natuurbeschermingsinstanties in beheer, laten een aantal conclusies toe:
- er zijn minder paardebloemen zowel in aantallen als in soorten naarmate het terrein langer in constant beheer is,
- er zijn meer identieke soortencombinaties naarmate het terrein langer in constant beheer is,
- paardebloemen verdwijnen nagenoeg volgens een vaste reeks bij een verschralingsbeheer d.m.v. maaien en afvoeren in een periode van 20 jaar (Oosterveld, 1978).

Na vergelijking van deze inventarisaties met die van normaal gebruikte boerenpercelen bleek een globale indeling mogelijk van microsoorten in een reeks van meer naar minder dynamische groeiplaatsen. De beide uiteinden van deze reeks zijn erg duidelijk. In het midden van de reeks is het nog niet altijd mogelijk om de soorten ten opzichte van elkaar op de juiste plaats te zetten.

Algemene ecologie van Taraxacum

Wanneer in graslanden, plaatsen dicht bij elkaar met en zonder paardebloemen vergeleken worden, blijkt altijd dat op de plek waar paardebloemen groeien net iets meer aan de hand is dan waar ze ontbreken. Dit 'iets meer' kan in de meeste gevallen teruggevoerd worden op meer beschikbare nutriënten, in weilanden bijvoorbeeld daar waar in het verleden eens dierlijke uitwerpselen terecht zijn gekomen. In permanente hooilanden, waar in de regel weinig paardebloemen meer voorkomen, blijken ze vaak te staan op mierennesten, waar door de activiteit van de mieren regelmatig nieuwe mineralen uit de ondergrond ter beschikking komen.

Soorten van de sectie Palustria Dahlst., die in Nederland nu vrij zeldzaam tot zeer zeldzaam zijn geworden, zijn alleen daar te vinden waar 'van nature' periodieke overstromingen plaatsvinden met aanvoer van nieuwe voedingsstoffen. Soorten uit de secties Erythrosperma Dahlst., de zgn. duinpaardebloemen met de doorgaans fijn verdeelde bladen, kunnen aangetroffen worden op plekken waar voedingsstoffen door middel van stuivend zand aangevoerd worden. Waar overstroming en overstuiving tegelijkertijd plaatsvinden, zijn tussenvormen gevonden die niet duidelijk bij één sectie in te delen zijn (Nordenstam & Van Soest, 1974; Hagendijk et al., 1978). Soorten van de sectie Spectabilia kan men nog vinden in graslanden die met stalmest bemest worden, maar bij gebruik van kunstmest verdwijnen ze geleidelijk. De soorten van de sectie Vulgaria vermeerderen zich in aantal en soorten naarmate een intensiever boerenbeheer wordt toegepast, speciaal in relatie tot bemesting. Een ecologisch diagram met betrekking tot het voorkomen van de verschillende secties van *Taraxacum* in Nederland in relatie tot nutriënten en vochtigheid wordt gegeven door Oosterveld (1978).

Wat indiceert een paardebloem ecologisch?

Uit elk van de drie graslandtypen van figuur 4 is een duidelijk te onderscheiden microsoort nader op standplaatsfactoren geanalyseerd: *T. nordstedtii* Dahlst., de schraallandpaardebloem die als laatste verdwijnt bij een constant toegepast maai- en afvoersysteem, *T. hamatum* Raunk., een soort van matig bemeste weidelanden en *T. ancistrolobum* Dahlst., een soort van ruderale plaatsen, wegbermen en kunstweiden, kortom een 'rommelpaardebloem'. Op één perceel in het Drentsche-A-gebied waar deze drie op relatief korte afstand van elkaar voorkwamen, is de bodem direct rondom de penwortel van deze soorten en de plant zelf geanalyseerd (tabel 1).

De volgorde van paardebloemen van meer naar minder dynamische groeiplaatsen lijkt verband te houden met de hoeveelheid fosfor in de bodem. Dit vormt een ondersteuning voor een eerder uitgesproken hypothese van Van Leeuwen dat de grote vormenrijkdom binnen het geslacht *Taraxacum*, die zich vooral in recente tijd ontwikkeld zou hebben, verband zou kunnen houden met de toenemende mate van beschikbaarheid van fosfaat in het milieu. Analyse van alle microsoorten van *Taraxacum* op dit aspect zou dan ook een, overigens vrij bewerkelijke, methode

Foto 1. *Taraxacum gelricum* vS, sectie *Palustria.*

Foto 2. *T. lacistophyllum* Raunk. sectie *Erythrosperma.*

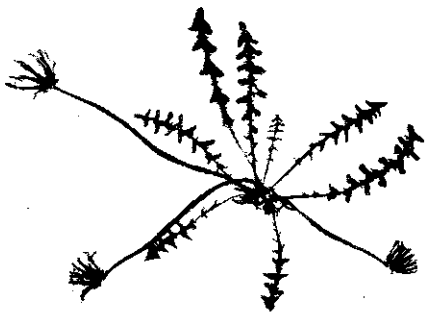


Foto 3. *T. obliquum* Dahlst. sectie *Obliqua.*

Foto 4. *T. nordstedtii* Dahlst. sectie *Spectabilia.*

Foto 5. *T. hamatum* Raunk. sectie *Vulgaria.*

Foto 6. *T. ancistrolobum* Dahlst. sectie *Vulgaria.*

Tabel 1. Relatieve gehalten van enkele mineralen in plant en direct omgevende bodem voor drie soorten paardebloemen op één perceel.

	Coëfficiënt plant/bodem			Bodem		
	N	P	K	humusgehalte	Pw	Pal
T. ancistrolobum (n = 10)	7,5	4,0	14,8	8,0	27	25
T. hamatum (n = 10)	2,2	2,4	13,6	21,8	8	9
T. nordstedtii (n = 10)	4,6	4,0	22,0	16,5	4	4

kunnen zijn om deze soorten exact op een rij te krijgen.

De kaliumcijfers bevestigen de boerenwijsheid dat paardebloemen in het algemeen 'kaliumvreters' zijn, die speciaal na het gieren van weilanden veel rijkelijker zouden optreden. De cijfers betreffende het humusgehalte van de grond suggereren dat de 'rommelpaardebloemen' directer op anorganische kunstmest kunnen reageren, terwijl de overige hun voeding meer uit afbraak van organische stoffen moeten betrekken.

De cijfers als geheel maken ook duidelijk dat de verschillende microsoorten van *Taraxacum*, ook al staan ze heel dicht naast elkaar, wel degelijk onder verschillende condities groeien. Verschillen in omstandigheden die door het intensieve egaliserende agrarische beheer tenietgedaan worden, zouden op deze manier nog uit de *Taraxacum*-diversiteit kunnen blijken. Zelfs in zwaar bemeste boerengraslanden is een aantal van 25 tot 40 microsoorten niet ongebruikelijk. Dergelijke weilanden met een hoge diversiteit kunnen potentieel belangrijk zijn voor de natuurbescherming in gevallen waar keuzen gemaakt moeten worden.

Wanneer er een 'rommelsoort' aangetroffen wordt in een schraalland, moet er iets aan de hand zijn. Een aantal jaren geleden werden in een van onze beste schraallandreservaten zulke paardebloemen aangetroffen zonder dat terzelfder tijd in de karakteristieke schraallandvegetatie nog iets veranderd was; een half jaar later bleek dat muskusratten het terrein geleidelijk aan het draineren waren. Het was echter al in het voorjaar aan paardebloemen duidelijk geworden dat er wat aan de hand was, want deze soort is in dit opzicht een zeer snelle aanwijzer.

Een Taraxacum-indicatiesysteem voor de praktijk

Een indicatiesysteem gebaseerd op de microsoorten van *Taraxacum* is in de praktijk niet werkbaar omdat nu eenmaal niet verwacht mag worden dat beheerders zich eerst een aantal jaren in de *Taraxacum*-taxonomie gaan verdiepen.

Wanneer echter de morfologie van paardebloemen binnen één soort bekeken wordt, springen een tweetal kenmerken in het oog die enigermate variëren afhankelijk van de standplaats. In een schraallandreservaat in Friesland dat enerzijds begrensd is door voedselarme heidevegetatie en anderzijds door agrarisch grasland,

komt alleen de schraallandpaardebloem *T. nordstedtii* nog in geringe dichtheid voor (fig. 5). De exemplaren aan de agrarische zijde zijn fors van stuk met groene bladstelen en afstaande omwindselbladen; naarmate de soort dichter bij de hoger gelegen heide staat, neemt de grootte af, worden de bladstelen geleidelijk roder en hebben alle planten aaneengesloten omwindselbladen.

Dit verschijnsel blijkt voor elke individuele paardebloem op te gaan, zij het dat per microsoort vrijwel nooit de gehele variatiebreedte gedekt wordt. Schraallandsoorten op plekken die geleidelijk meer bemest worden, worden groen (van ergernis) en laten de kraag misnoegd zakken. Rommelsoorten op plaatsen welke geleidelijk schraler worden, lopen echter verheugd rood aan en zetten hun kraag op. In het voorbeeld van figuur 5 neemt de overlevingskans van de schraallandpaardebloem ter plekke toe in de richting van standplaats 5 naar 1. Ook bij een optimaal verschralingsbeheer voor het gehele gebied zal de plant op standplaats 1 zich altijd handhaven. Op die plek immers zal het conditionele effect van het microreliëf altijd bewerken dat daar net iets meer organisch plantenafval geconcentreerd zal worden – en vervolgens door het afstromende regenwater geactiveerd – dan in de directe omgeving.

Wanneer de opgestelde reeks van soorten van meer naar minder milieudynamiek vergeleken wordt op genoemde kenmerken zoals die door de taxonomen gegeven worden in de Flora Neerlandica (Hagendijk et al., 1982), dan hebben rommelpaardebloemen grotendeels groene stelen met teruggekromde tot afstaande omwindselbladen, de middengroep rose stelen met teruggekromde tot afstaande omwindselbladen en de soorten van minder tot niet meer bemeste situaties rode bladstelen met aaneengesloten buitenste omwindselbladen.

Het lijkt erop dat beide kenmerken direct te maken hebben met de hoeveelheid beschikbaar fosfaat in de bodem. Dit kan van plaats tot plaats en van tijd tot tijd

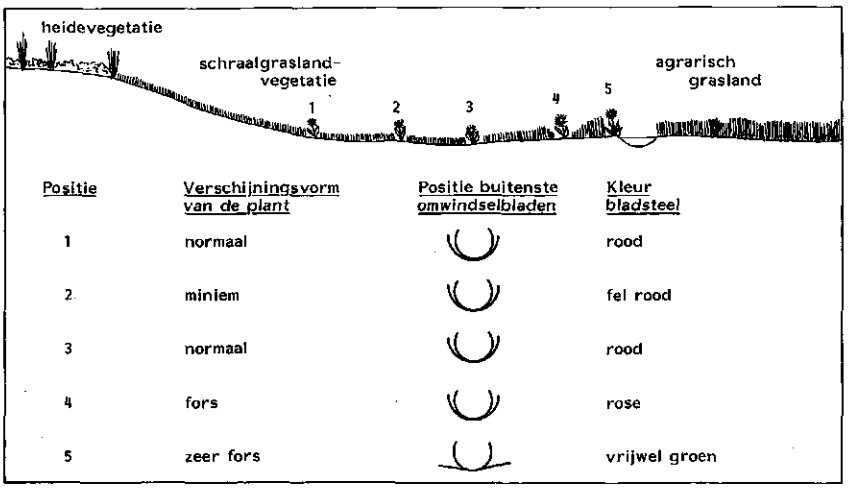


Fig. 5. Morfologische variatie van *T. nordstedtii* onder invloed van de standplaats.

verschillen al naar gelang de temperatuur en de fysisch-chemische eigenschappen van de bodem. In situaties van bodemverdichting – minder zuurstof, dus meer fosfor beschikbaar – ontbreken de 'goede' soorten. Na perioden met nachtvorst in het voorjaar lopen de paardebloemen opmerkelijk roder aan, terwijl gedurende warm voorjaarsweer de omwindselbladen altijd meer zakken dan de gemiddelde positie voor de desbetreffende soort; ook dit kan rechtstreeks verband houden met de beschikbaarheid van fosfor. Voor statistische zekerheid in dit opzicht zal echter nog heel wat experimenteel ecofysiologisch meetwerk aan dit verschijnsel gedaan moeten worden. Een moeilijkheid bij het aflezen van de buitenste omwindselbladen als beschikbaarheidsmeter voor fosfor is ook dat het 'biowijzertje' meestal krom is.

We zijn nu echter wel in staat om een *Taraxacum*-indicatorsysteem bruikbaar te maken voor de praktijk. Met een puntenwaardering voor de twee genoemde kenmerken, waarbij de positie van de buitenste omwindselbladen iets zwaarder weegt dan de kleur van de bladsteel, ontstaan 9 klassen paardebloemen van respectievelijk 2 voor de slechte tot en met 10 punten voor de hele goede (fig. 6). Dezelfde microsoorten kunnen al naar gelang hun verschijningsvorm een andere puntenwaardering krijgen; in het getoonde geval van *T. nordstedtii*, de schraallandpaardebloem loopt de waarde van minimaal 5 tot maximaal 10 (fig. 5). Wanneer op statistisch verwantwoorde wijze per beheersperceel 30 paardebloemen bemonsterd worden en de totale puntensom gemakshalve weer door drie gedeeld wordt, onstaat er een getal tussen 20 en 100 waarmee percelen ten opzichte van elkaar gewaardeerd kunnen worden.

In een gedeelte van het ruilverkavelingsgebied 'Strijper A' zijn alle graslanden op deze manier gewaardeerd (Teunissen, 1981). Op iets minder dan de helft van het

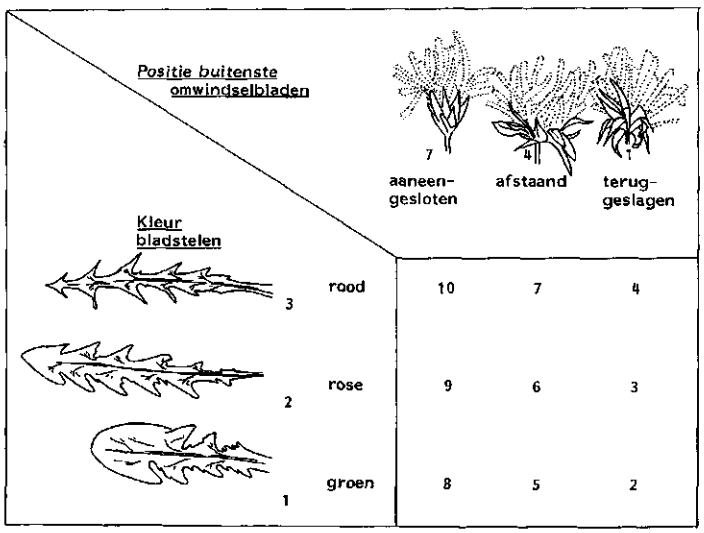


Fig. 6. Subjectieve puntenwaardering toegepast bij *Taraxacum*-soorten voor de kenmerken buitenste omwindselbladen en kleur van bladstelen.

totaal aan ruim 300 weilanden zijn geen paardebloemen aangetroffen omdat hier zeer recent gescheurd en/of opnieuw ingezaaid was. De resterende 165 percelen kregen een waardering van 20 t/m 45 met een piek rond de 25. De 17 zeer recent verworven Natuurbeschermingspercelen waar nu één jaar niet meer gemest werd (o.a. drijfmest), kregen een waardering van 30 t/m 45 met een piek rond 35; alleen op deze weilanden werd af en toe al een soort uit de sectie Spectabilia aangetroffen. De gevonden natuurtechnische waardering wordt in het kader van een landschapsecologisch onderzoek door het RIN getoetst aan veel andere onderzochte kwaliteitscriteria.

In 1982 zijn ook alle duinweilanden op Terschelling gewaardeerd; daar werd een variatie van 27 t/m 90 gevonden op een totaal van 78 onderzochte percelen. Ook hier bleken de niet meer bemeste percelen van het Staatsbosbeheer alleen in de hoogste categorie van 55 t/m 90 vertegenwoordigd te zijn, terwijl de vrij intensief door boeren gebruikte weilanden alle beneden de 40 bleven.

Met name met betrekking tot beheersovereenkomsten en relatienotagebieden zou met behulp van de geschetste *Taraxacum*-index aangetoond kunnen worden of de voorgestelde beperkende maatregelen natuurtechnisch gezien voordelen bieden of niet. Een voordeel van de methode is dat iedereen deze zonder meer kan toepassen, een nadeel is dat dit alleen maar vanaf half april tot half mei kan. Indien er meer voorbeelden ter beschikking komen, is het wellicht mogelijk de waarderingsschaal beter te ijken en te verfijnen. Voorlopig kan alleen nog maar gezegd worden dat een score beneden de 40 een gebied betreft dat actueel voor de natuurbescherming nog maar weinig voorstelt en dat een waarde boven de 70 in deze zin altijd goede omstandigheden aangeeft.

Nabeschouwing

Wanneer we de mogelijke indicatieaspecten van planten bekijken, zoals die in het begin van dit hoofdstuk weergegeven zijn, blijkt dat paardebloemen in dit opzicht universeel zijn en bovendien op alle taxonomische niveaus, het genus, de sectie, de microsoort en zelfs binnen de microsoorten informatie kunnen verstrekken. Sterk (1982) heeft een diagram gegeven met bloeitijden van *Taraxacum* in weiland, berm en gazon: paardebloemen bloeien in gazons het gehele seizoen door en indiceren daarmee het meest dynamische milieu van deze drie biotopen.

Het werk aan de indicatieaspecten van *Taraxacum* en uiteraard ook het huidige onderzoek aan genetische en ecofysiologische aspecten (Sterk, 1982) bij deze hoogst interessante soort is tot stand gekomen op basis van het zuiver taxonomische werk waar prof. J. L. van Soest al voor 1940 mee begonnen is. Ondanks het feit dat ik zelf twee belangrijke diagnostische kenmerken enigermate op losse schroeven heb gezet, ben ik van mening dat ook het taxonomisch onderzoek van het hoogste belang blijft. In de loop van het nu achtjarige onderzoek zijn er een aantal taxonomisch nog niet onder te brengen vormen gevonden en vrijwel altijd uit milieus die er tevoren ook nog niet waren, zoals na omzettingen van waterregimes. Het lijkt me dan ook niet

onwaarschijnlijk dat het historisch jonge en vitale geslacht *Taraxacum* in veel gevallen van verontreiniging, zoals die in deze uitgave ter sprake zijn gekomen, een eigen morfologisch te onderscheiden microsoort kan ontwikkelen, met name daar waar de fosfaathuishouding mede in het geding is.

Vooral op het actuele vlak blijken paardebloemen snelle indicatoren te zijn; op het historische vlak is de waarde nagenoeg beperkt tot de levensduur van een individuele plant. In hoeverre een huidige situatie gemeten aan het voorkomen van paardebloemen een voorspelling inhoudt over toekomstige ontwikkelingen bij bepaalde beheersvormen is nog te kort in onderzoek. Wel kan al worden gezegd dat bij zeer gunstige ontwikkelingen in natuurtechnische zin dit vervolgens nauwelijks meer aan de paardebloemen afgelezen kan worden. Want paardebloemen reageren sterk op fosfaat als operationele omgevingsfactor en in relatie tot deze P-norm mikken zij vrij hoog.

Literatuur

Dirkse, G., 1977. Opmerkingen over milieudynamiek. Rapport RIN Leersum, 13 p.

Ellenberg, H., 1979. Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9: 1 - 97.

Hagendijk, A., J. L. van Soest & H. Zevenbergen, 1975. Taraxacum (behalve sectie Vulgaria). Flora Neerlandica, deel IV, afl. 9. Koninklijke Botanische Vereniging, Amsterdam.

Hagendijk, A., J. L. van Soest & H. Zevenbergen, 1982. Taraxacum sectie Vulgaria Dahlst. Flora Neerlandica, deel IV, afl. 10a. Koninklijke Botanische Vereniging, Amsterdam.

Hagendijk, A., P. Oosterveld & H. Zevenbergen, 1978. Taraxacum vansoestii, spec. nov. Gorteria 9(5): 166 - 170.

Kruyne, A. A., D. M. de Vries & H. Mooi, 1967. Bijdrage tot de oecologie van de Nederlandse graslandplanten. Verslagen van Landbouwkundige Onderzoekingen 696/ Mededelingen no. 338 IBS. Pudoc, Wageningen, 65 p.

Kuiper, P. J. C., 1979. Oecofysiologische aspecten op het niveau van de cel. Contactblad voor Oecologen 15 (2/3): 118 - 125.

Leeuwen, C. G. van, 1983. Natuurtechnische maatstaven (1) en (2). Tijdschrift Koninklijke Nederlandsche Heidemij 94(1): 20 - 23; (2): 44 - 48.

Londo, G., 1983. Over de indicatieve betekenis van de groeiwijze en de bloei van plantesoorten. Natura 80(4): 188 - 193.

Londo, G. (in voorbereiding). Over de indicatieve betekenis van de groeiwijze en de bloei van plantesoorten. Natura.

Nordenstam, S. & J. L. van Soest, 1974. Taraxacum leporinum spec. nov. Botaniska Notiser 127: 490 - 492.

Oosterveld, P., 1978. De indicatiewaarde van het genus Taraxacum voor het beheer van graslanden. Gorteria 9 (5): 188 - 193.

Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1979. Natuurbeheer in Nederland; Levensgemeenschappen. Pudoc, Wageningen, 392 p.

Sterk, A. A., 1982. Inleiding tot het geslacht Taraxacum in Nederland. Flora Neerlandica, deel IV, afl. 10a. Koninklijke Botanische Vereniging, Amsterdam.

Teunissen, M., 1981. Onderzoek naar Taraxacum als indicator voor het beheer van graslanden in het stroomdal van de Strijper Aa. Studentenrapport RIN Leersum, 11 p. + bijlagen.

Weidevogels als indicatoren

A. J. Beintema

Inleiding

Het gebruik van indicatoren houdt in dat men door iets eenvoudigs te meten uitspraken wenst te doen over iets ingewikkelds. Dit geldt ook voor het gebruik van vogels als indicatoren. Zo zou men een imaginair poldertje als volgt kunnen beschrijven: '. . . een poldertje waar ouderwets geboerd wordt, met hoge waterstanden in de sloten, waar laat gemaaid wordt en in geringe dichtheden vee loopt. Er is nog nooit kunstmest geweest en het vee komt pas laat in de wei. De weilanden zien paars van de pinksterbloemen en in de hooilandperceeltjes vinden we zelfs nog orchideetjes. De lucht is vol met kreten van weidevogels en men hoeft bij wijze van spreken maar tegen een polletje te schoppen of de eieren rollen eruit . . .'

In plaats van dit verhaal zou men kunnen volstaan met de mededeling dat dat poldertje nog heel geschikt lijkt voor de kemphanen. Voor de kenner is de kemphaan dan een indicator voor de gehele hierboven beschreven toestand. Aardig is, dat beschrijvingen van gebieden en biotopen altijd doorspekt zijn met indicatorgebruik. In het eerder gegeven voorbeeld is het noemen van orchideeën op zichzelf al een indicatie van een toestand.

Het is echter essentieel dat men op de hoogte is van de relaties tussen indicator en geïndiceerd verschijnsel. Zo gaat de voorstellingswereld van de bioloog bij het begrip orchidee veel verder dan alleen de aanwezigheid van de betreffende planten zelf. Op dezelfde wijze is voorkennis vereist om aan het begrip kemphanengebied het daarbij behorende systeem te verbinden.

Hoe ingewikkelder de relaties tussen indicator en geïndiceerd verschijnsel zijn, hoe groter het risico dat men door gebrek aan voorkennis op foutieve indicaties terecht komt. Zo heeft de goudplevier in Nederland altijd gegolden als een indicator van de beste stukjes nog levend hoogveen. Met het verdwijnen daarvan is hij dan ook in eerste instantie al sinds vijftig jaar als broedvogel verdwenen. Ook in West-Duitsland was deze trend waarneembaar, maar in de laatste jaren heeft een plotselinge omschakeling in terreinkeus plaatsgevonden, waardoor het aantal paren weer kon toenemen. In machinale turfontginningen, waar grote oppervlakten gedraineerd veen geheel van de bovenlaag ontdaan worden, ontstaan na een jaar kale bruine vlaktes, met een licht groen waas van schapezuring. Deze plekken blijken nu grote aantrekkingskracht op de plevieren uit te oefenen. Als indicator voor levend hoogveen verliest de goudplevier daarmee zijn waarde. Er is overigens een parallel te zien

met de vestiging van morinelplevieren in de IJsselmeerpolders. De morinelplevier heeft zich als vogel van toendra en hooggelegen heidevelden, in de polders gevestigd in bieten- en erwtenakkers, waarbij hij juist nestelt in het stadium waarin er over het land een licht groen waas trekt van het pas opgekomen gewas.

Een tweede voorbeeld is de kwartelkoning, die in het verleden gold als indicator van bloemrijke hooilanden. Als gevolg van intensivering en steeds vervroegde maaidata is hij uit Nederland als broedvogel nagenoeg verdwenen. Kijken we echter waar hij nu nog voorkomt, dan blijkt dat te zijn in ruigtevegetaties met rietgras, brandnetels en liesgras, plaatselijk zelfs in koolzaad- en karwijvelden. We zouden de plank mis slaan als we nu de kwartelkoning zouden gaan gebruiken als indicator voor fraaie hooilanden.

Het probleem is dat een vogel in feite niets anders indiceert dan zichzelf en zijn niche. Het voorkomen zal daardoor wel steeds gecorreleerd zijn met een bepaald type landschap of beheer, maar het blijft steeds mogelijk dat de vogel zijn niche op een andere wijze vervuld kan zien dan wij eerst voor mogelijk zouden houden. In het voorbeeld van de kwartelkoning blijkt niet de vegetatiesamenstelling, maar het niet-maaien van doorslaggevende betekenis te zijn (binnen hooilanden zijn deze twee verschijnselen uiteraard wel gecorreleerd).

Tenslotte is er het probleem dat vogels goed ontwikkelde, redelijk intelligente wezens zijn, die tot op zekere hoogte in staat zijn zich aan te passen aan 'moeilijke tijden'. Daarvan zijn uit de vogelwereld tal van voorbeelden bekend.

Men dient zich bij het gebruik van vogels als indicatoren bewust te zijn van al dit soort perikelen en er voor te waken het voorkomen van vogels als een star verschijnsel te zien.

Ontwikkelingen in indicatorgebruik bij weidevogels

In de jaren zestig en zeventig ontstond een groeiende behoefte de natuurwaarden te kwantificeren, om zodoende cijfermatig natuurbehoudsbelangen en economische belangen tegen elkaar af te wegen, of natuurgebieden onderling te kunnen vergelijken. Omdat aan zulke becijferingen principiële, onoverkomelijke bezwaren kleven, is men van een dergelijke kwantificering thans vrijwel geheel teruggekomen. In feite is dit in het kort de problematiek van de milieukarteringen uit de jaren zeventig (Meelis & Ter Keurs, 1976).

Ook aan de weidevogels is dit verschijnsel niet voorbijgegaan. Weidevogelgebieden genieten in de Nederlandse Natuurbescherming hoog aanzien. Om voorrangsgebieden voor reservaatsaankoop en relatienotagebieden aan te wijzen werd door Natuurwetenschappelijke Commissie, Staatsbosbeheer en het Rijksinstituut voor Natuurbeheer op empirische wijze een puntenwaardering voor weidevogels ontworpen. Hierbij werd aan de weinig kieskeurig geachte en talrijke scholekster en kievit 1 punt per paar toegekend, aan de iets betere grutto 2 punten, de tureluur kreeg er 3, de kemphaan 5 en de zeldzame wulp maar liefst 10.

Voor het gestelde doel (het aanwijzen van 70 000 – 100 000 ha goed weidevogelge-

bied) heeft deze methode uitstekend voldaan (Ministerie van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk, 1979). Grote problemen doen zich echter voor als men de puntentelling star tracht te gebruiken op kleinere schaal en in snel veranderende situaties (Beintema, 1979). De problemen hebben betrekking op drie aspecten:
- het onderscheid tussen actuele en potentiële waarde,
- regionale verschillen in voorkomen,
- de gebruikte criteria.

Het eerste probleem is duidelijk. Het kan zich voordoen dat een aanvankelijk goed gebied door achteruitgang 'de norm' niet meer haalt. Van anti-natuurbeschermingszijde kan dan aandrang komen het gebied van de lijst van waardevolle gebieden af te voeren, hoewel iedereen weet dat bij goed beheer de oorspronkelijke waarde terug te krijgen is. Bij natuurbeschermers kan dan de neiging ontstaan om 'de norm' wat te laten zakken, om zodoende het gebied alsnog aan te kunnen wijzen. Men dreigt dan in een omkering van redeneringen te vervallen, waarbij niet langer gebieden worden aangewezen op grond van een gewenste norm, maar een norm wordt aangewezen op grond van gewenste gebieden. Ook strekt een gewijzigde norm zijn invloed uit over andere gebieden, waar meer, dan wel minder achteruitgang heeft plaatsgevonden.

Het tweede probleem (regionale verschillen) komt het best tot uitdrukking in de positie van de wulp. Het is met name de Zuidhollanders een doorn in het oog dat deze soort (die als broedvogel in het Zuidhollandse polderland ontbreekt) zo'n hoge waardering krijgt en zij zouden dit gaarne gecompenseerd zien door een soortgelijke waardering van enige specifieke Zuidhollandse soorten die niet in de puntenlijst voorkomen. Ook hier geldt dat aanpassing leidt tot een kettingreactie van nieuwe problemen. Het knelpunt is het onderling gelijk stellen van ongelijke zaken, een probleem uit de 'klassieke' milieukartering.

Het derde probleem, dat van de gebruikte criteria, sluit hier direct op aan, want ik moet de Zuidhollanders nageven dat de wulp zijn 10 punten als kritische weidevogel niet verdient.

Het voornaamste criterium dat werd gebruikt, is zeldzaamheid, gecombineerd met gevoeligheid voor veranderingen in het broedbiotoop (Ministerie v. Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk, 1979). De wulp is in Nederland een betrekkelijk zeldzame vogel van uitgestrekte heidevelden, hoogvenen en duinvalleien, die door aantasting van deze biotopen en door ontginning sterk in aantal is achteruitgegaan. Vooral in vrij recent ontstane onginningsgebieden zien we de wulp als broedvogel in vrij arm grasland. Het gaat hierbij veelal om restpopulaties uit het oorspronkelijk biotoop, die bij voortgaande intensiveringen steeds verder achteruitgaan. Het is dit type voorkomen dat de wulp zijn hoge waardering op de puntenschaal heeft bezorgd.

Daarnaast blijkt de wulp in recente tijd op sommige plaatsen een ontwikkeling door te maken in de richting van 'weidevogel nieuwe stijl', in intensief gebruikte graslanden, die hun betekenis voor andere weidevogels allang verloren hadden. Hoe dit mogelijk is, komt later in dit verhaal aan de orde. Op dit punt kan volstaan worden met op te merken dat zeldzaamheid heel goed veroorzaakt kan worden door

andere faktoren dan die welke men geïndiceerd wenst te zien.

Als alternatief voor zeldzaamheid heb ik al eens getracht het criterium ongelijkheid te benutten: ongelijkheid in ruimtelijke verdeling. Het idee hierachter is dat een soort met weinig voorkeur een egalere verspreiding te zien zal geven dan een zeer kritische soort. Dit idee is verder uitgewerkt in figuur 1 (Beintema, 1975). Hierin zijn voor de hele provincie Utrecht telgebieden gerangschikt naar dichtheid aan weidevogels, van hoog naar laag, voor alle soorten afzonderlijk. Daarna zijn de daarin voorkomende aantallen (als percentage van het totaal) cumulatief uitgezet tegen het percentage van het totale graslandoppervlakte in die provincie, dat door die telgebieden wordt ingenomen. Een indifferente soort, die overal even talrijk is, zal in de figuur dan dus de diagonaal volgen. Hoe groter de ongelijkheid in ruimtelijke verspreiding is, hoe verder de grafiek van deze diagonaal zal afwijken.

Nemen we deze ongelijkheid aan als criterium voor kieskeurigheid, dan krijgen we de volgorde kemphaan, watersnip, tureluur, scholekster, grutto, kievit, als we de soorten rangschikken naar hun kieskeurigheid. Opmerkelijk is dat de scholekster, die we allemaal beschouwen als de minst kritische weidevogel, het in dit diagram wint van de grutto. Ook hier wordt verderop in dit verhaal teruggekomen; evenals voor zeldzaamheid geldt voor ongelijkheid dat de oorzaak ervan af kan wijken van

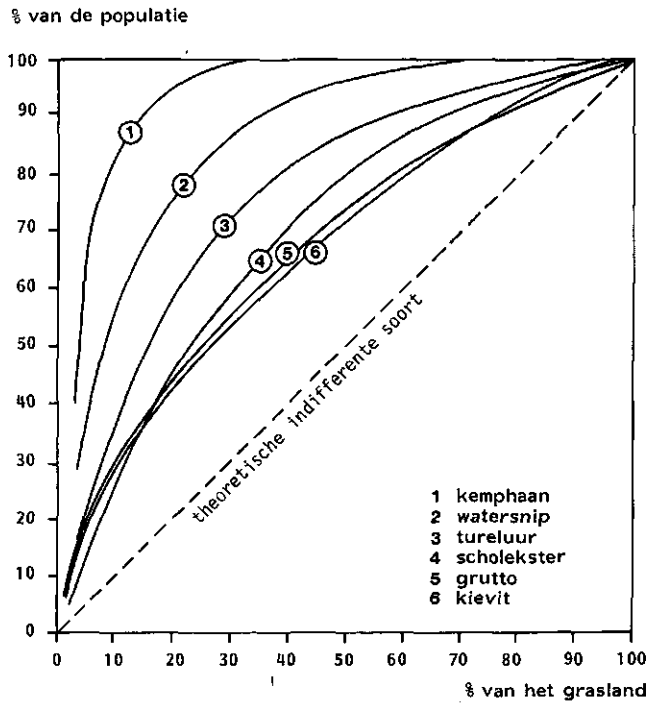


Fig. 1. Kieskeurigheid van weidevogels. De ongelijkheid in ruimtelijke verdeling is weergegeven door voor iedere soort voor elk percentage van de totale populatie in de provincie Utrecht aan te geven hoeveel procent van het beschikbare grasland door dat percentage bezet wordt. Voor verdere verklaring, zie tekst.

Tabel 1. Waarde van weidevogels als indicatoren (a t/m f) voor weidevogelgebieden. De getallen geven de aanwezige percentages van de populaties van de verschillende soorten. Cijfers boven 10 zijn afgerond op een vijftal. Voor verdere verklaring, zie de tekst.

	Kemphaan	Watersnip	Tureluur	Scholekster	Grutto	Kievit	Totaal
Kemphaan (a)	85	55	35	15	20	15	225
Watersnip (b)	85	55	35	15	20	15	225
Tureluur (c)	75	35	35	20	20	10	195
Scholekster (d)	75	30	25	25	25	15	195
Grutto (e)	30	35	30	20	30	20	165
Kievit (f)	0	7	6	10	15	25	65

het verschijnsel dat men geïndiceerd wenste te zien.

In de weidevogelgegevens waaruit figuur 1 werd samengesteld, werd tevens gekeken naar wat het voor één soort beste stukje gebied voor betekenis heeft voor de andere soorten. Met andere woorden: wat is de indicatorwaarde van één soort voor een weidevogelgebied. Het blijkt dan dat in deze zelfde volgorde (binnen het bekeken gebied althans) de indicatorwaarde afneemt: de kemphaan is de beste indicator, de kievit de slechtste. In cijfers is dit weergegeven in tabel 1. Hierin zijn voor de zes soorten de percentages van de totale populatie in de bekeken provincie gegeven, die aangetroffen worden in de beste 10% van de provincie voor respectievelijk dezelfde zes soorten (gevallen a t/m f, in de volgorde kemphaan . . . kievit). In de beste 10% voor de kemphaan huist dus 85% van de kemphanen zelf, maar tevens ruim de helft van de watersnippen, een derde van de tureluurs en 15 – 20% van de overige soorten. In de beste 10% voor de kievit daarentegen, vinden we alleen voor kievit en grutto meer dan de 10% die men bij een 'indifferente', homogene verdeling zou verwachten. Watersnip en tureluur komen zelfs minder voor dan dat, terwijl de kemphaan geheel ontbreekt.

Het op deze wijze benutten van weidevogelsoorten als indicatoren voor goede weidevogelgebieden biedt een goed alternatief voor het werken met puntenwaarderingen (Beintema, 1979). Men kan dan beginnen de kemphanengebieden aan te wijzen, en als men dan nog niet aan de gevraagde hoeveelheid gebieden toe is, de keuze aanvullen met watersnippengebieden, enzovoort.

Achtergrond van het begrip kritische weidevogel

Het is nu tijd het begrip 'kritisch' eens nader onder de loep te nemen. In de eerste plaats moet vastgesteld worden dat het begrip 'kritisch' geen algemene geldigheid heeft, maar alleen betrekking heeft op factoren waarnaar men wenst te kijken. In termen van indicatie: de indicatorwaarde heeft alleen betrekking op het te indiceren verschijnsel. In het geval van weidevogels wordt het kritisch zijn vanzelfsprekend betrokken op de factoren die het voortbestaan van weidevogels bedreigen. Het is dus

zeer wel denkbaar dat een niet-kritische weidevogel zeer kritisch is voor een door ons niet onderzochte (of niet herkende, of niet als interessant ervaren) factor.

We moeten nu dus nagaan wat nu precies bepaalt waarom en in welke mate een soort kritisch is. Het blijkt dan dat dit ten aanzien van 'weidevogelbedreigende factoren' terug te voeren is op populatiedynamische en broedbiologische eigenschappen van de soorten. Dit is op de volgende wijze toe te lichten:

Rangschikken we de genoemde zes soorten naar hun jaarlijkse sterftepercentage, dan krijgen we de volgorde scholekster - kievit - grutto - kemphaan - tureluur -watersnip, waarbij de scholekster de laagste en de watersnip de hoogste jaarlijkse sterfte heeft. Direct daarmee samenhangend neemt ook in deze volgorde de levensverwachting af; scholeksters worden het oudst. Twee dingen vallen op:

- er is een correlatie tussen sterfte en lichaamsgewicht (een algemeen verschijnsel in het dierenrijk – vergelijk olifant met muis);
- er is een correlatie met de eerder gevonden reeks van niet naar wel kritisch.

Wil een populatie zich in stand houden, dan moet gemiddeld per jaar dat deel dat sterft, vervangen worden door jonge aanwas. In bovenstaande reeks moet die jaarlijkse aanwas dus groter zijn van links naar rechts. De verschillen in 'verplichting' moeten weerspiegeld worden in voortplantingsstrategieën. In het algemeen zien we bij vogels dat soorten met hoge verplichtingen (kleine vogels) meer broedsels per jaar produceren en/of grotere legsels maken dan soorten met lage verplichtingen (grote vogels). Bij onze weidevogelreeks is geen van beide het geval; behalve bij de scholeksters treffen we overal legsels van vier eieren aan, terwijl maximaal één broedsel per jaar wordt grootgebracht. Wel zien we dat in de reeks van links naar rechts de nesten steeds beter verstopt worden, waardoor er een afname is van eiverliezen door predatie.

Het is nu direct duidelijk hoe dit samenhangt met kritisch zijn ten aanzien van agrarisch beheer: verstoppen helpt goed tegen predatoren, maar niet tegen machines en vee – het effect is dan eerder averechts!

Het is niet alleen de verplichte aanwas die het kritisch zijn bepaalt. Ook de mate van confrontatie met vernielende maatregelen is van belang. Deze mate van confrontatie wordt voornamelijk bepaald door het tijdstip van broeden. Hoe later een soort broedt, hoe zwaarder de verliezen door machines en vee zijn. Dit effect versterkt het vorige, omdat goed verstoppen een laat broedseizoen vraagt. Het is met name de kemphaan die het in dit verband het zwaarst te verduren heeft.

Tenslotte speelt het vermogen om vervolglegsels te produceren een rol, dus de mate waarin verlies van nesten gecompenseerd kan worden door de soort zelf. Een kievit kan men zodoende wel acht maal laten leggen. De capaciteit voor vervolglegsels wordt hoofdzakelijk bepaald door de lengte van het beschikbare seizoen. Hoe langer dit is, hoe vaker de vogel de gelegenheid heeft bij verlies opnieuw te beginnen. Ook wat dit aspect betreft komt de kemphaan er het slechtst af.

Combinatie van alle genoemde eigenschappen levert de ons op empirische wijze reeds bekende volgorde scholekster - kievit - grutto - tureluur - kemphaan op (watersnip onbreekt in dit nieuwe rijtje, wegens gebrek aan voldoende kennis).

Alle relaties tussen populatiedynamische en broedbiologische gegevens enerzijds en beheersinvloeden en predatie anderzijds, zijn samengevat in een rekenmodel (Beintema & Müskens, 1981). Hiermee kan voor verschillende beheersvormen worden geschat of de weidevogelsoorten in staat zullen zijn voldoende kuikens ter wereld te brengen, met inachtneming van alle vervolglegsels.

Met behulp van dit model werd voor een aantal gebieden voor elk perceel geschat wat de kans op reproduktie voor alle soorten was, uitgaand van de in het veld genoteerde 'beheersscenario's', waarbij voor iedere dag afzonderlijk geschat werd wat de kans op verlies was, bij het op die dag gevoerde beheer. Dit werd voor alle percelen gedaan en dan over hele gebieden gemiddeld. Daarbij bleek steeds opnieuw dat de soorten in de volgorde scholekster - kievit - grutto - tureluur - kemphaan slechtere resultaten boekten in het model.

Bij het middelen van de uitkomstkansen over een gebied ligt het voor de hand de middeling te wegen naar de feitelijke dichtheidsverschillen in vogelbezetting, zoals die in het veld werd aangetroffen. Daarnaast is het interessant na te gaan wat voor uitkomstkans het model zou voorspellen voor een kemphaan, gesteld dat die aanwezig zou zijn geweest in de ruimtelijke verspreiding van de scholekster. Hetzelfde geldt voor alle andere combinaties van soorten.

Op deze wijze kwam aan het licht dat we kemphanen in de praktijk alleen nog aantreffen op die plaatsen waar het beheer in het model de gunstigste uitkomstkansen voorspelt. De kemphaan doet het in het model het beste in zijn eigen ruimtelijke verspreiding. In die van de scholekster brengt hij het er het slechtst af. Dit betekent dat de kemphaan alleen voorkomt onder de meest extensieve beheersvormen: ofwel, de kemphaan is in staat dergelijke percelen te herkennen en te selecteren, ofwel, de kemphaan is door intensivering tot deze plekjes teruggedrongen. In beide gevallen blijft de kemphaan een goede indicator voor extensief beheer.

Ook de andere soorten brengen het er in het model in de ruimtelijke verspreiding van de kemphaan beter vanaf dan in hun eigen verspreiding. Waarom nemen zij dan niet ook de verspreiding van de kemphaan aan? We moeten ons dan realiseren dat maar heel weinig plekjes geschikt zijn voor kemphanen. De anderen zouden dus, als ze de verspreiding van de kemphaan zouden willen aannemen, het grootste gedeelte van hun eigen verspreiding moeten inleveren. Zij kunnen zich door hun hogere tolerantie permitteren om zich ten koste van wat lagere uitkomstkansen te vestigen in een groter gebied. In de volgorde scholekster . . . kemphaan worden de weidevogels dus steeds betere indicatoren voor extensief beheer.

Discussie

We zijn nu dus redelijk in staat aan te geven waarop de indicatorwaarde van weidevogels feitelijk berust.

Ook in historisch perspectief biedt dit interessante aanknopingspunten. Voor alle weidevogels geldt dat een minimale hoeveelheid agrarische intenstiteit vereist is en dat opbloei kan plaatsvinden totdat de grens van het maximaal toelaatbare wordt

overschreden. (Intensiteit houdt ondermeer verband met de productiviteit.) Daarna treedt onherroepelijk achteruitgang op. Minimum, maximum en optimum verschillen per soort. Voor de kemphaan is de grens van het maximaal toelaatbare reeds lang geleden overschreden, kievit en grutto zijn nu aan de beurt en voor de scholekster is vermoedelijk de grens van het minimaal nog niet zo lang geleden bereikt. Hij is dus een weidevogel van de toekomst.

De grenzen van minimum en maximum verdienen nadere aandacht. Voor de verschillen in niveau van grenzen voor het maximum biedt het genoemde model goede kwantitatieve aanknopingspunten. Wat verschillen in niveau voor de grens van het minimum betreft, kunnen wij ons voorstellen hoe ook hier de lichaamsgrootte een rol speelt. Hoe groter de vogel is, hoe groter ook de eieren zijn en hoe meer voedsel er in dezelfde tijd nodig is om in een dag of vijf een volledig legsel te produceren. Het is dus mogelijk dat in de reeks van snip naar scholekster een grotere mate van voedselrijkdom vereist is om de overschakeling van natuurlijke biotoop naar agrarisch grasland te kunnen maken en als weidevogel hoge dichtheden te bereiken.

Intensivering van het agrarisch beheer heeft dan twee tegengestelde effecten: enerzijds een verhoging van de potentiële vestigingsdichtheid, anderzijds een verlaging van de kans op voldoende reproduktie. Alleen binnen de genoemde grenzen is het mogelijk om een rijke weidevogelstand tot ontwikkeling te laten komen.

Als we uit bioënergetische overwegingen (en door gebrek aan overige kennis) voor de minimumgrens voor het agrarisch beheer (de bemestingsgraad, de voedselrijkdom etc.) strikt de volgorde volgens lichaamsgewicht aanhouden en voor de maximumgrens het genoemde model, dan vinden we voor de verschillende soorten niet alleen verschillen in niveau, maar ook in amplitudo ten aanzien van getolereerd beheer. Dit is schematisch weergegeven in figuur 2. Hierbij is de intenstiteit van het beheer op de horizontale as weergegeven volgens een arbitraire schaal van nul naar veel. Uitgaande van een doorlopende intensivering in de agrarische geschiedenis, kan dit dus ook als een abritraire tijdsschaal gezien worden.

Een nieuw gezichtspunt is nu, dat niet alleen de kemphaan een goede indicator is

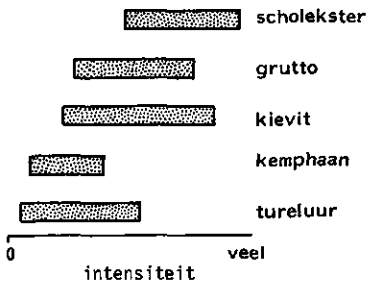


Fig. 2. Voorkeur en tolerantie van weidevogels ten aanzien van beheersintensiteit. Voor iedere soort is het traject aangegeven dat valt binnen de minimaal vereiste en maximaal toelaatbare beheersintensiteit. Voor de beheersintensiteit is een arbitraire schaal gekozen.

voor beheersintensiteit, maar ook de scholekster, zij het dan voor intensief beheer. De kievit komt op deze manier naar voren als de slechtste indicator. Mogelijk verklaart dit de eerder genoemde ogenschijnlijk onjuiste positie van de scholekster in figuur 1. Wederom is hier sprake van onzorgvuldig hanteren van criteria. Weliswaar werd vastgesteld (in fig. 1) dat er een reeks was in kieskeurigheid, maar zonder er bij stil te staan waarvoor precies. Het is nu wellicht wel degelijk mogelijk dat de scholekster een betere indicator is dan de grutto en de kievit, we hadden alleen vergeten na te gaan of de genoemde kieskeurigheid wel gekoppeld was aan het gewenste te indiceren verschijnsel.

In het licht van de nu opgedane kennis kunnen we tenslotte opnieuw de positie van de wulp in de Nederlandse weidevogelgemeenschap bezien. Als we hem inpassen in de eerder genoemde reeks op grond van populatiedynamische en broedbiologische eigenschappen, dan blijkt dat hij een nog geringere jaarlijkse sterfte heeft dan de scholekster (hij is tevens groter en zwaarder), dat hij toch vier eieren legt, dat hij relatief vroeg begint met broeden en over een redelijke vervolglegselcapaciteit beschikt. Kortom: de wulp beschikt over voortreffelijke eigenschappen om zich als nieuwe, niet-kritische weidevogel te ontwikkelen, die redelijk goed tegen intensief beheer bestand is. Men zou dus kunnen voorspellen dat de wulp, in navolging van de scholekster, zich in de toekomst in Nederland gedurende enige tijd kan ontwikkelen tot succesvolle weidevogel.

Plaatselijk zien we dit nu inderdaad gebeuren. Voorbeelden zijn de Lijmers in Gelderland en het Wageningse Binnenveld. In beide gebieden hebben tot voor kort sinds mensenheugnis geen wulpen in de weilanden gebroed en beide gebieden hebben tengevolge van intensiveringen hun oorspronkelijke betekenis als weidevogelgebied reeds verloren. Dit geldt met name voor het Wageningse Binnenveld. De kemphaan is hier al sinds tientallen jaren verdwenen, de watersnip is teruggedrongen tot een enkel reservaatje, de tureluur is er zeer schaars en zelfs grutto's komen er maar zeer lokaal voor. Scholeksters hebben zich er (nog?) niet zoveel gevestigd; alleen de kievit is er redelijk algemeen te noemen. Midden in een stuk waar men praktisch geen vogel ziet of hoort hebben zich nu sinds twee of drie jaar enkele paren wulpen gevestigd.

In de Lijmers is de vestiging al van oudere datum, al is het niet precies te achterhalen wanneer het begonnen is. Omstreeks 1970 werd al wel opgemerkt dat zich in het voorjaar langdurig baltsende wulpen ophielden, maar steltlopers vertonen vaak op voorjaarstrek al balts, zodat men zich toen nog niet realiseerde dat het hier waarschijnlijk al wel om broedvogels ging. Plaatselijk blijkt nu dat de populatie zich sinds 1975 verdrievoudigd heeft en nu al ettelijke tientallen paren telt. Ook uit Drenthe komen soortgelijke berichten. De populatie in de Lijmers bleek qua broedsucces in 1982 een voldoende te scoren.

Nabeschouwing

Er blijven natuurlijk nog een heleboel vragen onbeantwoord. In ieder geval moge uit dit verhaal blijken hoe omzichtig we met onze criteria te werk moeten gaan als we aan zulke gecompliceerde wezens als vogels indicatorwaarde voor bepaalde verschijnselen willen toekennen.

Tot slot een aantal beperkingen in het indicatorgebruik:

- De indicatorwaarde van bijvoorbeeld de kemphaan is niet overdraagbaar naar andere gebieden of andere systemen (we kregen zelfs op regionale schaal al problemen). Het spreekt vanzelf dat het voorkomen van kemphanen in de Siberische toendra's ons weinig informatie verschaft over de activiteiten van Siberische boeren.
- De geïndiceerde relatie is niet omkeerbaar. De kemphaan indiceert (in Nederland althans) een bepaald soort extensief boerenbeheer. Omgekeerd geeft dit beheer op zichzelf geen enkele garantie op het voorkomen van kemphanen.

Resumerend komt dit erop neer dat (zoals al aan het begin van dit verhaal werd opgemerkt) de kemphaan slechts zichzelf en zijn eigen niche indiceert. En dit behelst afgezien van beheer nog een hele reeks van abiotische en biotische factoren, die niet noodzakelijkerwijs gekoppeld hoeven te zijn aan dit beheer, of aan andere verschijnselen die toevallig binnen ons gezichtsveld liggen.

Bij iedere andere interpretatie van de indicatorwaarde blijft het risico groot dat men op foutieve indicaties komt, vooral in die situaties waar de wenselijkheid om met (eenvoudige) indicatoren te werken voortkomt uit gebrek aan kennis over de (ingewikkelde) systemen waarin deze indicatoren leven.

Literatuur

Beintema, A. J., 1975. Weidevogels in een veranderend land. Natuur en Landschap 29: 73 - 84.

Beintema, A. J., 1979. Moeten wij een weidevogelnorm hanteren? Natuur en Milieu 79/3: 18 - 21.

Beintema, A. J. & G. J. D. M. Müskens, 1981. De invloed van beheer op de produktiviteit van weidevogels. RIN-rapport 81/19. Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Leersum. 117 p.

Meelis, E. & W. J. Ter Keurs, 1976. Milieukarteren: een wetenschappelijke activiteit? Natuur en Landschap 30: 85 - 98.

Ministerie van Cultuur, Recreatie en Maatschappelijk Werk, 1979. Natuurwaarden en Cultuurwaarden in het landelijk gebied. Staatsuitgeverij, 's-Gravenhage. 33 p + kaarten.

Beleidsmatige slotopmerkingen

J. G. Wessels Boer

Inleiding

In de voorgaande hoofdstukken is een wetenschappelijke benadering gegeven van de relatie tussen milieuparameters en organismen of ecosystemen. De vraag dringt zich op in hoeverre deze kennis beleidsmatig kan worden gebruikt. De beantwoording van deze vraag leidt tot enkele voorafgaande opmerkingen over beleid in het algemeen, de samenhang tussen onderzoek en beleid en milieubeleid in het bijzonder. Vervolgens zal worden ingegaan op milieuaantastingen. Daarna pas zullen de beleidsmatige mogelijkheden van biologische indicatoren worden besproken.

Beleid

Het begrip beleid duikt vaak op in hedendaagse beschouwingen zonder dat steeds duidelijk is wat ermee wordt bedoeld. Niet zelden wordt het geplaatst in een negatieve context; men refereert aan ontbrekend of slecht beleid, het beleid moet worden omgebogen, enzovoort.

Een mogelijke definitie van beleid luidt als volgt: 'Beleid is zodanig beïnvloeden van ontwikkelingen of processen dat ze anders verlopen dan zonder die beïnvloeding'. Het middel van beleid is dan het beïnvloeden, dat wil zeggen het veranderen en verstoren van bestaande situaties, het creëren van onrust. Een kanttekening daarbij is dat veel beleidsfiguren voortvarende baasjes zijn, sterk op de actualiteit gericht, denkend in overdreven, weinig genuanceerde termen. Dit levert een ecologisch belangrijk gegeven op: de tijdschaal in beleidssituaties is vaak klein.

Het object van beleid zijn ontwikkelingen of processen die beïnvloeding nodig hebben. Vastgesteld zal moeten worden welke ontwikkelingen en processen dat zijn. Ook moet worden bepaald op welke wijze die beïnvloeding zal plaatsvinden en waartoe het moet leiden. Van beschikbare keuze-momenten wordt gebruik gemaakt, meestal door een deel te elimineren van nog voorhanden zijnde mogelijkheden.

Onderzoek en beleid

De maatschappelijke acceptatie in wisselwerking met kiene onderzoekers maakt duidelijk welke ontwikkelingen beïnvloeding nodig hebben. Deze identificatie – soms gekleurd door merkwaardige sensibilisatieprocessen – vereist de nodige des-

kundigheid. Zo zijn een beschrijving van de (ongewenste) effecten en een analyse van de daaraan ten grondslag liggende oorzaken onmisbaar. Het beleid kan zich dan richten op het wegnemen of bijbuigen van die oorzaken.

De wel geconstrueerde tegenstelling tussen wetenschappelijke onderzoekers en beleidsvoorbereidende deskundigen is daarbij maar betrekkelijk:
- De belangstellingen bij de twee groepen zijn overlappend en gaan in elkaar over (dit laatste vaak bij één persoon in opvolgende activiteitsfasen).
- De activiteiten van beide groepen sluiten op elkaar aan. Een mogelijk verschil is dat de eerste groep meer analytisch, de tweede meer synthetisch is ingesteld.

Het onderzoek moet aan het beleid de volgende informatie verschaffen:
- een kwalitatieve en eventueel kwantitatieve beschrijving van maatschappelijk relevante effecten,
- een referentiekader dat het mogelijk maakt de beschreven effecten als toelaatbaar/ontoelaatbaar of gewenst/ongewenst te classificeren,
- identificatie van de parameters die de effecten veroorzaken of althans beïnvloeden.

Door de korte tijdschaal van beleid betekent dit in de praktijk dikwijls transversaal onderzoek, een descriptief onderzoek van correlaties. Dit veronderstelt het nodige fundamentele onderzoek, waarvoor echter als het onderwerp actueel is geworden weinig geduld meer bestaat.

Milieubeleid

Milieubeleid, gericht op beheer en zonodig beheersing van het milieu, onderscheidt bij zijn keuzen en daarmee samenhangende eliminatie van mogelijkheden een aantal verschillende milieufuncties. Enkele zeer belangrijke milieufuncties zijn:
- Humane-gezondheid-functie. Dit slaat op de mens als consument van lucht, water, voedsel, ruimte van voldoende kwaliteit.
- Agrarische functie. Dit slaat op de mogelijke opbrengst aan landbouwprodukten, zowel wat betreft hoeveelheid als ook kwaliteit (ontbreken contaminanten, smaak).
- Natuurbehoud-functie. Dit betreft soms ethische en esthetische aspecten, maar ook meer materiële zaken zoals in-stand-houden genenreservoir en indicatoren voor de aantasting van beide voorgaande functies.

Het in-stand-houden of bevorderen van deze functies vraagt ten dele om specifieke maatregelen, die afbraak kunnen doen aan andere functies. We zien dan ook dat het milieubeleid deel uitmaakt van een aantal verschillende ministeries (en niet steeds dezelfde) die zo gezamenlijk – ten dele synergetisch, ten dele antagonistisch – gestalte geven aan een genuanceerd overheidsbeleid.

Milieuaantastingen

Bij het analyseren van de milieuaantastingen is het zinvol onderscheid te maken tussen bedoelde en onbedoelde milieuaantastingen.

Bewust gewilde en als zodanig nagestreefde veranderingen hebben als regel een gewijzigde vorm van ruimtegebruik gemeen. Als milieuaantasting zijn ze veelal acuut van aard. Gedacht kan worden aan de aanleg van industrieterreinen, verkeersvoorzieningen, woningbouw en ook de landbouwactiviteiten zoals ontsluiting, bemesting, ontwatering en bestrijding van ongewenste organismen. Deze veranderingen hebben grote biologische gevolgen. Het voortbestaan van ecosystemen en talrijke soorten wordt er tenminste lokaal en soms in absolute zin door bedreigd of onmogelijk gemaakt.

Onbewuste en onbedoelde veranderingen zijn – in tegensteling tot de voorgaande – vaak sluipend van aard. Het gaat hier om een door niemand gewenste geleidelijk voortschrijdende milieubelasting met chemische stoffen en ook wel fysische factoren zoals thermische verontreiniging, geluid, ioniserende straling.

Ecologische indicatoren

Bij als zodanig nagestreefde milieuveranderingen heeft het daarmee samenhangend verdwijnen en verschijnen van soorten en ecosystemen nauwelijks betekenis als indicator. Het is volstrekt triviaal door middel van biologische parameters te indiceren dat bijvoorbeeld een natuurterrein is opgespoten tot industriegebied. Wel is het van belang dat de samenhang tussen dit soort activiteiten en de (biologische) effecten daarvan worden doorzien en van meet af aan in de besluitvorming worden opgenomen. Zo heeft een samenvattende beschrijving van wat aan biologische rijkdom in de afgelopen decennia ten gevolge van maatschappelijke activiteiten verloren ging een sterke signaalfunctie. Het motiveert een breed publiek en daarmee ook de overheid tot een zorgvuldiger besluitvorming bij het tot-stand-brengen van milieuveranderingen. Het beleidsinstrumentarium dat hiertoe nu ontwikkeld wordt is de milieu-effect-rapportage. Van milieuïngrepen – inclusief mogelijke alternatieven – zal, alvorens het besluit daarover genomen wordt, een zorgvuldige rapportage over de te verwachten effecten, ook de biologische effecten, moeten worden gegeven. Dit betekent een sterke afhankelijkheid van het onderzoek zoals hier ter sprake kwam.

Bij sluipende milieuaantastingen kunnen ecologische indicatoren een duidelijke functie vervullen bij de signalering van nog niet opgemerkte problemen. Door het actief waarnemen van biologische effecten en een analyse van de mogelijke oorzaken van die effecten ontstaat de mogelijkheid snel en gericht milieubeschermende maatregelen te treffen. Als voorbeelden kunnen worden genoemd vissterfte leidend tot lozingsverbod en vogelsterfte leidend tot een meer verantwoord toepassen van bestrijdingsmiddelen. De zorgwekkende situatie van de zeehondenpopulaties in de Waddenzee – duidelijk genoeg als indicator – heeft echter nog geen afdoende vertaling gekregen naar de kwaliteit van het Rijnwater.

Naast deze incidentele signalering is het denkbaar met ecologische indicatoren bewakingssystemen op te zetten die een indruk geven van de milieubelasting op een bepaalde tijd en plaats. Dergelijke bewakingssystemen kunnen opgezet worden om

het voorkomen van milieuvervuiling te meten in biologisch materiaal. Teneinde ook later nog aanvankelijk niet overwogen analyses uit te kunnen voeren worden thans op enkele plaatsen zorgvuldig geconditioneerde series milieumonsters bewaard. Ook kunnen de bewakingssystemen ingericht zijn voor het meten van biologische effecten, bijvoorbeeld het landelijk opgezette korstmossen-meetnet van het RIN en het plantenbakkenonderzoek van het IPO.

De bewakingssystemen maken het mogelijk van de metingen tijdreeksen samen te stellen, op grond waarvan – en dat kan beleidsmatig relevant zijn – trends kunnen worden onderkend en voorspellingen worden gedaan.

Met biologische meetnetten is nog zeer weinig ervaring voorhanden. Voor het beleid zijn dan ook nog nauwelijks wetenschappelijk gefundeerde resultaten beschikbaar. Dit betekent uiteraard niet dat biologische bewakingssystemen onuitvoerbaar zijn; het geeft wel een indicatie dat ze niet eenvoudig realiseerbaar of voor de hand liggend zijn.

De uitgebreide ervaring met meetnetten voor chemische verontreinigingen maakt het mogelijk enkele criteria te geven waaraan een operationeel meetnet moet voldoen:

- het meetnet moet relatief eenvoudig in stand gehouden kunnen worden,
- de bruikbaarheid van het meetnet moet niet sterk beïnvloed worden door voor de metingen niet-relevante wisselende factoren zoals bijvoorbeeld weersomstandigheden,
- de kosten van het meetnet en de metingen moeten in overeenstemming zijn met het belang van de resultaten,
- de gevoeligheid van het meetnet moet in overeenstemming zijn met de voor het beleid relevante nauwkeurigheid,
- de resultaten van het meetnet moeten kunnen worden gerelateerd aan normen, en gebruikt kunnen worden voor een evaluatie en differentiatie in gewenst/ongewenst of toelaatbaar/ontoelaatbaar mogelijk maken.

Het is van het grootste belang dat meetnetten slechts in stand worden gehouden in samenhang met een bestaand probleem en niet worden ontwikkeld om een eigen leven te gaan leiden zonder een doel te dienen of zonder voor (beleids)vragen relevante informatie aan te dragen. De toekomst zal uitwijzen in hoeverre het mogelijk zal blijken met inachtname van deze criteria inderdaad functionele biologische bewakingssystemen te ontwikkelen en in stand te houden.

Conclusies

Ecotoxicologie en ecologie zijn belangrijke kennisvelden voor het interpreteren van waargenomen effecten en daarmee voor het in-stand-houden van soorten en ecosystemen en het signaleren van milieubelasting.

Gerichte, intelligent en flexibel uitgevoerde onderzoeksprogramma's gericht op biologische effecten of het voorkomen van verontreinigingen in biologisch materiaal, veelal beperkt van duur en omvang, kunnen van grote betekenis zijn voor de

beoordeling van de risico's van milieubelasting voor de verschillende organismen en ecosystemen.

Routinematig gebruik van biologische systemen voor het meten van milieubelasting vindt nog nauwelijks plaats en lijkt ook voor de toekomst nog weinig perspectief te bieden.

Verklarende woordenlijst

Abiotisch Niet-levend. Het abiotische milieu is het niet-levende deel van de omgeving van organismen, bestaande uit topografie, klimaatfactoren en anorganische voedingsstoffen.

Aërosol In de atmosfeer zwevende vaste en vloeibare deeltjes (bijvoorbeeld rook, mist en nevel).

Ammonificatie Omzetting van ureum in ammoniak door in de grond levende ureumbacteriën.

Amplitude Het traject tussen de minimum- en de maximum-waarde van een bepaalde milieufactor waartussen een organisme kan voorkomen; tussen die extreme waarden ligt het optimum. Vaak is er een verschil tussen de fysiologische amplitude (gevonden in het laboratorium) en de ecologische amplitude in de natuur (beïnvloed door concurrentie met andere organismen).

Associatie Plantengemeenschap van een min of meer constante floristische samenstelling, gekenmerkt door kensoorten en constante begeleidende soorten.

Biomassa Totaalgewicht van organismen per oppervlakte- of ruimte-eenheid.

Benthos De zeebodem.

Benthon De flora en fauna van de bodem van wateren.

Biocoenose zie Levensgemeenschap.

Biotoop Plaats waar de levensvoorwaarden voor een organisme of levensgemeenschap min of meer gelijk zijn.

Biotisch Samenhangend met of betrekking hebbend op leven. Het biotisch milieu is het levende deel van de omgeving van organismen, bijvoorbeeld soortgenoten, voedsel, roofvijanden en parasieten.

Bioturbatie Omwoelen van de bodem onder invloed van levende organismen (bijvoorbeeld door regenwormen).

Calanoïde Orde van vrij-levende, gewoonlijk planktonische copepoden.

Chlorose Bij planten: het geheel of ten dele ontbreken van chlorofyl (bladgroen).

Chrysomonade Orde behorende tot de klasse der Chrysophyta, dat zijn eencellige, soms draadachtige waterplanten met (naast chlorofyl) geel-bruine pigmenten.

Ciliaten Subklasse van Protozoa, ééncellige dieren met trilhaar.

Cladocera Orde van Branchiopoda (subklasse van Crustaceeën), met een schelpvormig rugschild en met brede gelobde kieuwpoten (watervlooien).

Clustertechniek Bepaalde statistische methoden om structuur in een verzameling gegevens op te sporen.

Copepode Subklasse van vrij-levende of parasitaire Crustaceeën, die als volwassen dier geen rugschild hebben en één mediaan oog (Cyclops).

Desmidiaceeën Familie van Groenwieren uit het zoete water. Meestal ééncellig en vaak zeer fraai gevormd.

Desorptie Letterlijk: wegslurpen. Omgekeerde van adsorptie of absorptie.

Diatomeeën of **Bacillariophyceae** Eéncellige algen met een uit twee helften (schalen) bestaande celwand van kiezelzuur en cellulose.

Diversiteit Verscheidenheid, maat voor de veelsoortigheid van de betrekkingen tussen organismen.

Ecosysteem Functionele eenheid tussen het abiotisch milieu en de erin levende levensgemeenschap (bijvoorbeeld levensgemeenschap van veenplas).

Ecotype Groepering binnen de soort met erfelijk vastliggende fysiologisch-ecologische aanpassingen.

Edafische factoren Eigenschappen van de bodem, bijvoorbeeld zuurgraad en grondwaterstand.

Emergent Uit het water opstijgend met betrekking tot waterplanten, bijvoorbeeld riet.

Epifytische planten Planten die op andere planten leven zonder daaraan voedsel te onttrekken (bijvoorbeeld mossen en korstmossen).

Epinastie De snellere groei van de bovenkant van een orgaan, bijvoorbeeld een blad, waardoor omkrulling optreedt.

Eurybiont Organisme dat kan leven binnen ruime grenzen van milieufactoren (*euryoek organisme*). Tegenstelling: *stenobiont* (stenoek organisme). Bijvoorbeeld euryhalien of eurytherm: organisme met een brede amplitude voor zoutgehalte respectievelijk temperatuur.

Eutrofiëring Proces waarin een systeem eutrofer wordt.

Eutroof milieu Een bodem of water rijk aan voedingsstoffen als kalk, fosfaten en nitraten.

Faeofytinen Donkerblauwe pigmenten verwant aan chlorofyl a en b, maar zonder magnesium.

Fecunditeit Totale produktie aan nakomelingen per wijfje.

Flagellata Klasse van Protozoa, in volwassen vorm vrij levend en zwemmend met behulp van zweephaar (flagellum).

Freatisch niveau Grondwaterspiegel, het denkbeeldige vlak in de bodem waar de druk van het bodemvocht gelijk is aan die van de buitenlucht. Scheiding tussen grondwater en het capillaire water in de bodem erboven.

Freatofyten Plantesoorten die in een bepaald gebied in hun voorkomen uitsluitend of voornamelijk beperkt zijn tot de invloedsfeer van het freatisch niveau: *grondwaterplanten*.

Fytocoenose Plantengemeenschap

Fytoplankton Plantaardig plankton.

Gradiënt Geleidelijke overgang van een grootheid in de ruimte, bijvoorbeeld hoog – laag, zuur – basisch, zoet – zout en droog – nat.

Grondwatertrap Op bodemkaarten aangegeven eenheid, gedefinieerd met behulp van de gemiddelde hoogste en gemiddelde laagste grondwaterstand.

Habitat Plaats waar een organisme leeft.

Hangwater Gedeelte van het bodemvocht, dat niet uitzakt onder invloed van de zwaartekracht, aan de bovenzijde van de doorluchtingszone.

Heterotrofie Eigenschap van organismen die voor hun ontwikkeling organische stof uit hun omgeving moeten onttrekken.

Indicator Soort waarvan het milieu voldoende bekend is om de metabolische activiteit, respectievelijk de aan- of afwezigheid ervan te kunnen gebruiken voor het vaststellen van milieueigenschappen.

Intraspecifiek Binnen een soort.

Kensoort Soort die in één bepaalde levensgemeenschap meer en vaker voorkomt dan in andere levensgemeenschappen van het onderzochte gebied.

Korstmos Symbiose, opgebouwd uit een microscopisch klein wier en een draadvormige schimmel.

Levensgemeenschap Totaliteit van elkaar beïnvloedende, tot verschillende soorten behorende organismen, te zamen gebonden aan een bepaald milieu.

Lichene Latijnse term voor korstmos.

Macrofyt Hogere waterplant.

Mesotroof Gekenmerkt door a) tamelijk weinig organische nutriënten, b) levensgemeenschappen aangepast aan een gestabiliseerde en matig intensieve energiestroom, c) een matige produktie van organische stof.

Monitoring De oorspronkelijke betekenis van monitor heeft te maken met kritisch begeleiden en waarschuwen als er iets fout gaat. In de ecologie vooral gebruikt als: herhaald waarnemen op een aantal plaatsen (meetnet), waardoor het mogelijk is verschillen in de tijd (processen) en verschillen in de ruimte (patronen) te signaleren. Tevens: het systematisch in ruimte en tijd verzamelen en verwerken van gegevens over abiotische en biotische componenten van ecosystemen.

Mycorrhiza Situatie waarbij een schimmel samenleeft met een plant en beide betrokkenen er voordeel van hebben.

Nanoplankton Microscopisch kleine organismen in het water, met afmetingen tussen 5 en 75 micrometer.

Necrose Het plaatselijk afsterven van bepaalde weefsels in het levende organisme.

Niche Functie van een organisme binnen een biocoenose.

Nitrificatie Omzetting van ammoniumverbindingen in nitraat door in de bodem levende nitriet- en nitraatbacteriën.

Nutriënten Voor een organisme onmisbare, van buiten aangevoerde voedende stoffen.

Pedogenese Latijnse term voor bodemvorming. Hieronder verstaat men de veranderingen die de grond nabij het aardoppervlak in de loop van de tijd ondergaat onder invloed van klimaat, reliëf, waterhuishouding, flora, fauna en mens.

Pelagisch Letterlijk 'de diepzee betreffend', gezegd van een organisme dat in de bovenste of middelste waterlagen leeft, maar niet op de bodem.

Persistent Volhardend, blijvend.

Populatiedynamica Onderdeel van de ecologie, waarin de wijzigingspatronen (toename en afname) onderzocht worden.

Redoxpotentiaal Potentiaalverschil dat bij een redoxreactie ontstaat tussen het reductiemiddel, de elektronendonor en het oxydatiemiddel. Een maat voor de oxydatiesterkte van een redoxsysteem.

Refugium Plaats waar organismen voorkomen die geacht worden in vroeger tijden een ruimere verspreiding gehad te hebben.

Rizosfeer De bodem in de onmiddellijke omgeving van het wortelstelsel van een plant.

Rotatoren Raderdiertjes (onderdeel van het plankton).

Ruderaal Gezegd van een milieu – ook de daarin levende soorten of vegetatietypen – dat sterk door de mens met mineralen is verrijkt zonder dat dit in zijn bedoeling lag.

Saliniteit Zoutwaarde van het milieu. Er bestaan verschillende indelingen om deze waarde te classificeren; internationaal is afgesproken één systeem te gebruiken (het Venice-systeem 1958), maar veel Nederlandse limnologen gebruiken nog het oude systeem van Redeke (1923).

Saprobie Het verschijnsel van aanpassing van de waterlevensgemeenschap aan van buitenaf ingevoerde organische stof als leverancier van energie.

Sedentair Met een vaste standplaats.

Seston Mengsel van vrij in het water levend plankton (microscopisch kleine planten en dieren) en detritus (dode organische stof).

Stenotherm Wordt gezegd van organismen die slechts binnen enge temperatuurgrenzen in hun milieu kunnen leven.

Stratificatie Laagsgewijze opbouw.

Structuur De ruimtelijke rangschikking van de verschillende bodemcomponenten: minerale delen, organische stof, lucht en water (bijvoorbeeld kruimelstructuur en kleiaggregaten).

Synergisme Samenwerking van verschillende factoren of organen tot een gemeenschappelijk doel of prestatie.

Teratogeen Zegt men van stoffen of invloeden die in staat zijn aangeboren afwijkingen te veroorzaken.

Textuur Samenstelling van de minerale bestanddelen van een sediment of bodem volgens korrelgrootte (bijvoorbeeld zand, löss en klei).

Transect Doorsnede (van een gebied).

Trofie a) Aanbod van anorganische nutriënten, b) intensiteit waarmee een ecosysteem in staat is zich van energie te voorzien, c) intensiteit van produktie van organische stof.

Vliegas Onverbrande delen poederkool, vermengd met de verbrandingsgassen van een stookinstallatie.

Vochtspanning Kracht waarmee het bodemvocht door adhesie aan de gronddeeltjes gebonden is.

Xenobiotisch Zegt men van chemische stoffen in het milieu die vreemd zijn voor het normale metabolisme van de organismen in dat milieu.

Zoöplankton Microscopisch kleine, dierlijke organismen die vrij in het water voorkomen.

Zware metalen Alle metalen met een atoomgewicht groter dan dat van ijzer (55, 85).

Auteurs en adressen

Beintema, drs. A. J., Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Kasteel Broekhuizen, Broekhuizerlaan 2, 3956 NS Leersum.

Boer, dr. ir. Th. A. de, Centrum voor Agrobiologisch Onderzoek, Bornsesteeg 65, 6708 PD Wageningen.

Brouwer, prof. dr. R., Botanisch Laboratorium, Rijksuniversiteit Utrecht, Lange Nieuwstraat 106, 3512 PN Utrecht.

Ernst, prof. dr. W. H. O., Biologisch Laboratorium, Afdeling Oecologie, Vrije Universiteit, De Boelelaan 1087, 1081 HV Amsterdam.

Everts, ir. J. W., Vakgroep Toxicologie, Landbouwhogeschool, De Dreyen 12, 6703 BC Wageningen.

Eijsackers, dr. H. J. P., Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Kemperbergerweg 67, 6818 RM Arnhem.

Gaag, drs. M. A. van der, Keuringsinstituut voor Waterleiding Artikelen, Hoofdafdeling Speurwerk, Postbus 70, 2280 AB Rijswijk.

Gulati, dr. R. D., Limnologisch Instituut, Vijverhof-laboratorium, Rijksstraatweg 6, 3631 AC Nieuwersluis.

Hekstra, dr. G. P., Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne, 2260 AK Leidschendam.

Higler, dr. L. W. G., Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Kasteel Broekhuizen, Broekhuizerlaan 2, 3956 NS Leersum.

Houten, prof. dr. J. G. ten, Generaal Foulkesweg 285, 6703 DL Wageningen.

Kerkhoff, J. F. J. van de, Keuringsinstituut voor Waterleiding Artikelen, Hoofdafdeling Speurwerk, Postbus 70, 2280 AB Rijswijk.

Koeman, prof. dr. J. H., Vakgroep Toxicologie, Landbouwhogeschool, De Dreijen 12, 6703 BC Wageningen.

Oosterveld, drs. P., Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Kasteel Broekhuizen, Broekhuizerlaan 2, 3956 NS Leersum.

Poels, dr. C. L. M., Shell Internationale Petroleum Maatschappij, Medische en Toxicologische Afdeling, Postbus 162, 2501 AN Den Haag.

Posthumus, dr. A. C., Instituut voor Plantenziektenkundig Onderzoek, Binnenhaven 12, 6709 PD Wageningen.

Ringelberg, prof. dr. J., Vakgroep Aquatische Oecologie, Universiteit van Amsterdam, Kruislaan 320, 1098 SM Amsterdam.

Schroevers, drs. P. J., Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Kasteel Broekhuizen, Broekhuizerlaan 2, 3956 NS Leersum.

Slooff, drs. W., Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, Postbus 150, 2260 AK Leidschendam.

Tolkamp, dr. ir. H. H., Waterkwaliteitsbeheer Waterschap Zuiveringsschap Limburg, Postbus 314, 6040 AH Roermond.

Veeningen, ir. R., Limnologisch Instituut, Vijverhof-laboratorium, Rijksstraatweg 6, 3631 AC Nieuwersluis.

Vonk, dr. J. W., Instituut voor Toegepaste Chemie TNO, Utrechtseweg 48, Postbus 108, 3700 CA Zeist.

Wessels Boer, dr. J. G., Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieuhygiëne, 2260 AK Leidschendam.

Wit, dr. T. de, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Kasteel Broekhuizen, Broekhuizerlaan 2, 3956 NS Leersum.

Wolf, dr. P. de, Nederlands Instituut voor Onderzoek der Zee, Postbus 59, 1790 AB Texel.

Zonneveld, prof. dr. ir. I. S., International Training Centre, Boulevard 1945, 7500 AA Enschede.

Zwart, drs. D. de, Rijksinstituut voor Drinkwatervoorziening, Postbus 150, 2260 AK Leidschendam.