

32/496(549)
2^e ex.

Biologische kwaliteit van rivierecotopen

Een methodische verkenning

J.P. Knaapen

W.C. Knol

J. Runhaar

O. Roosenschoon

BIBLIOTHEEK "DE HAAFF"
Droevendaalsesteeg 3a
6708 PB Wageningen

Rapport 649

DLO-Staring Centrum, Wageningen, 1999

REFERAAT

Knaapen, J.P., W.C. Knol, J. Runhaar en O. Roosenschoon, 1999. *Biologische kwaliteit van rivierecotopen; een methodische verkenning*. Wageningen, DLO-Staring Centrum. Rapport 649. 152 blz. 11 fig.; 30 tab.; 80 ref.

Een methode wordt ontwikkeld voor de beoordeling en toetsing van de biologische kwaliteit van rivierecotopen, op basis van monitoringgegevens. De volledigheid van aanwezige kenmerkende soorten wordt gekozen als basiskenmerk. Dit wordt uitgewerkt tot een graadmeter, voor het niveau van een afzonderlijke ecotoop en dat van een gebied. Methodische en theoretische aspecten hiervan worden besproken. Kenmerkende soorten worden geselecteerd uit de groepen hogere planten, zoogdieren, vogels, amfibieën en reptielen, vissen, dagvlinders en macrofauna. De methode wordt getoetst aan veldgegevens van het gebied 'De Duursche Waarden'. De methode lijkt het meest kansrijk, het minst problematisch en het goedkoopst bij toepassing op gebiedniveau.

Trefwoorden: biologische kwaliteit, Duursche Waarden, ecotopen, graadmeter, kenmerkendheid, rivierecotopen, volledigheid, waardering

ISSN 0927-4499

Dit rapport kunt u bestellen door NLG F 60,00 over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van DLO Staring Centrum, Wageningen, onder vermelding van Rapport 649. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 1999 DLO Staring Centrum, Instituut voor Onderzoek van het Landelijk Gebied (SC-DLO),
Postbus 125, NL-6700 AC Wageningen.
Tel.: (0317) 474200; fax: (0317) 424812; e-mail: postkamer@sc.dlo.nl

Niets uit deze uitgave mag worden verveelvoudigd en/of openbaar gemaakt door middel van druk, fotokopie, microfilm of op welke andere wijze ook zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van DLO-Staring Centrum.

DLO-Staring Centrum aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

Projectnummer 86014

[Rapport 649/IS/05-99]

Inhoud

Woord vooraf	9
Samenvatting	11
1 Inleiding	15
1.1 Achtergrond	15
1.2 Het Rivier-Ecotopen-Stelsel (RES)	15
1.3 Doelstelling	16
1.4 Aanpak en afbakening	16
1.5 Opbouw van het rapport	17
2 Graadmeters voor biologische kwaliteit	19
2.1 Uitgangspunten	19
2.1.1 Algemeen	19
2.1.2 Begrippen	19
2.2 Criteria voor de selectie van een graadmeter voor kwaliteit	21
2.3 Mogelijke graadmeters voor biologische kwaliteit	22
2.3.1 Biodiversiteit	23
2.3.2 Natuurlijkheid	23
2.3.3 Kenmerkendheid	24
2.3.4 Volledigheid	25
2.4 Keuzen bij de uitwerking van de methode	26
2.4.1 Kwaliteit op basis van de ecotoopdefinitie of op basis van aanwezige planten- en diersoorten	26
2.4.2 Kwaliteit per ecotoop of per gebied	27
2.5 Volledigheid als basis voor biologische kwaliteit	29
2.6 Aanvullende waardering	29
2.7 Samenvatting	30
3 Uitwerking van de waarderingsmethode	31
3.1 Werkdefinities	31
3.2 Soorten	31
3.3 Invulling kenmerkendheid en volledigheid	32
3.4 Volledigheid van ecotopen en van gebieden	34
3.5 Berekeningswijze	36
3.6 Referenties	37
3.7 Samenvatting	38
4 Selectie van kenmerkende soorten	41
4.1 Rivierecotopen	41
4.1.1 Selectie	41
4.1.2 Beschrijvingen	42
4.2 Geselecteerde soortengroepen	45
4.3 Methode voor de selectie van soorten	46
4.3.1 Bepaling van kenmerkende soorten met behulp van literatuur	46

4.3.2	Bepaling van kenmerkende soorten met ecologische groepen ('methode Runhaar')	48
4.3.3	Selectie van kenmerkende soorten op basis van vegetatieopnamen	51
4.4	Kenmerkende soorten	52
4.4.1	Flora	52
4.4.2	Fauna	57
4.5	Aantal kenmerkende soorten per ecotooptype	64
4.6	Selectie van kenmerkende soorten op basis van ecologische groepen	65
4.7	Bepaling van de kenmerkendheid op basis van opnamen	66
4.8	Samenvatting	67
5	Toetsing van de methode aan data van de Duursche Waarden	69
5.1	Methode	69
5.1.1	Selectie van kenmerkende soorten	69
5.1.2	Algemene aanpak	69
5.2	Data	70
5.3	Resultaten op ecotoopniveau	72
5.3.1	Resultaten per afzonderlijk ecotoop	72
5.3.2	Resultaten per ecotooptype	85
5.4	Resultaten op gebiedniveau	88
5.5	Samenvatting	94
6	Discussie	97
6.1	Keuze graadmeter	97
6.2	Ecotoop- of gebiedniveau	97
6.3	Fauna: functiegebieden	99
6.4	Kenmerkendheid	100
6.5	Soorteselectie	100
6.6	Referenties	101
6.7	Kartering, gebiedinventarisaties en monitoring	102
7	Conclusies en aanbevelingen	103
7.1	Conclusies	103
7.1.1	Methode algemeen	103
7.1.2	Ecotooptypen en soortengroepen	103
7.1.3	Ecotoop- of gebiedniveau	104
7.1.4	Data en monitoring	104
7.2	Aanbevelingen	105
7.2.1	Algemeen	105
7.2.2	Monitoring	106
7.2.3	Vervolgonderzoek	107
	Literatuur	109

Aanhangsels

A	Bestaande methoden voor natuurwaardering	117
B	Kenmerkende soorten voor rivierecotooptypen op basis van koppeling met ecologische soortengroepen	127
C	Lijst van Latijnse en Nederlandse namen van in de tekst genoemde plantensoorten	145

Woord vooraf

Ecotopen en ecotopenkarteringen zijn reeds zeer waardevolle instrumenten gebleken voor planvorming van inrichtingsprojecten en natuurontwikkeling. Het blijkt dat ecotopen een praktisch communicatiemiddel zijn voor morfologen, hydrologen, biologen, planologen, landschapsarchitecten en beleidsmakers. Ondermeer zijn in het kader van de landelijke watersysteemverkenningen de ecologische doelstellingen voor de Rijn en Maas uitgedrukt in arealen (kwantiteit) van ecotopen. Bij 'ecotoopgebruikers' ontstond echter ook een behoefte aan een kwalitatieve toetsing van ecotopen. Daarom is in februari 1997 een projectvoorstel ingediend bij Meetstrategie 2000+ met als doel een beoordelingsmethode te ontwikkelen voor de ecologische kwaliteit van ecotopen in het rivierengebied op basis van het voorkomen van planten- en diersoorten. Het DLO-Staring Centrum heeft begin 1998 opdracht gekregen van het RIZA om deze opdracht uit te voeren. Zeker geen eenvoudige opdracht want wat is nu kwaliteit?

R.M. Pirsig (1974) stelt in zijn boek: *Zen en de kunst van het motoronderhoud* 'Kwaliteit is een eigenschap van gedachten en uitspraken die herkend wordt via een gedachteloos proces. Aangezien definities producten zijn van strak, formeel denken, kan kwaliteit niet worden gedefinieerd. Kwaliteit is geen ding maar een gebeuren'.

Door onszelf in deze studie te dwingen om toch uitspraken te doen over kwaliteit hebben we meer inzicht gekregen in wat wij zouden willen verstaan onder het begrip biologische kwaliteit van ecotopen. Als graadmeter is gekozen voor volledigheid van kenmerkende soorten. De door ons gemaakte keuzes zijn in het rapport beschreven. Gezien het verkennende karakter van de studie, en de nog vaak beperkte beschikbaarheid van biologische data, is nog geen volledige beoordelingsmethode voor het Rivieren-Ecotopen-Stelsel ontwikkeld. In een vervolgstudie is dit echter wel mogelijk. De in het rapport genoemde conclusies, voorwaarden en aanbevelingen bieden hiertoe voldoende houvast.

Tot slot wil ik de auteurs van dit rapport: Jan Knaapen, Wim Knol, Onno Roosenschoon en Han Runhaar van DLO-Staring Centrum en de begeleidingscommissie vanuit RIZA: Noël Geilen, Albert Remmelzwaal en Hero Prins, hartelijk danken voor hun inzet en inspiratie.

Joost Backx
projectleider
RIZA IMM

Samenvatting

In deze studie is een methode ontwikkeld voor de bepaling van de biologische kwaliteit van rivierecotopen. Het betreft rivierecotopen die worden gekarteerd volgens het zogenaamde Rivier-Ecotopen-Stelsel (RES; Rademakers & Wolfert, 1996). Deze worden verder aangeduid met ecotooptypen. Onder de biologische kwaliteit van een ecotoop of gebied wordt verstaan: *de aanwezigheid van planten- en diersoorten, voor zover deze aanwezigheid een relatie heeft met de ecologische condities die kenmerkend geacht worden voor een ecotoop of gebied.*

Er is gezocht naar kenmerken van ecotopen die als basis kunnen dienen voor de bepaling van de biologische kwaliteit. Voor de selectie van relevante kenmerken zijn criteria geformuleerd die deels voortkomen uit de wensen van de opdrachtgever, deels van praktische aard zijn. Er is vooral gezocht naar een graadmeter die recht doet aan de eigenschappen van de afzonderlijke ecotooptypen, zodanig dat verschillen tussen ecotopen van eenzelfde type tot uiting kunnen komen. Onderzocht zijn de kenmerken biodiversiteit, natuurlijkheid, kenmerkendheid en volledigheid. Er wordt gekozen voor de graadmeter volledigheid, op basis van kenmerkende soorten.

De begrippen volledigheid en kenmerkendheid staan dus centraal bij de gekozen graadmeter. Volledigheid wordt als volgt gedefinieerd: *het aantal soorten (of aspecten daarvan) dat aanwezig is in een ecotoop, voor zover deze soorten gerekend worden tot de voor het betreffende ecotooptype kenmerkende soorten.* Een soort wordt als kenmerkend beschouwd voor een ecotoop, indien de soort vaker binnen het ecotoop voorkomt dan in andere ecotopen, dan wel binnen het ecotoop hogere abundanties of dichtheden vertoont dan buiten het ecotoop.

De methode kan zowel op ecotoop- als gebiedniveau worden toegepast. Voor beide schaalniveaus is de methode uitgewerkt. De uitwerking op gebiedniveau is in principe ook toepasbaar op het niveau van het riviertrajecten of -systeem. De uitwerking op ecotoopniveau vraagt om nauwkeurige ruimtelijke verspreidingsgegevens van de kenmerkende soorten en de ecotopen. Dit stelt dus relatief hoge eisen aan de bemonstering en aan de waarderingsmethode. Het geeft echter in potentie veel informatie en het maakt het mogelijk om de afzonderlijke ecotopen te waarderen. De uitwerking op gebiedniveau is eenvoudiger, zowel qua bemonstering als qua waarderingsmethode. Deze geeft echter minder informatie en het is moeilijk of onmogelijk om de afzonderlijke ecotopen te waarderen. Beide benaderingen worden verkend.

Er zijn keuzen gemaakt met betrekking tot de praktische en theoretische invulling van volledigheid. De belangrijkste hiervan zijn:

- Volledigheid wordt bepaald op basis van aanwezigheid van soorten, niet van functionele of taxonomische groepen.
- Als criterium voor aanwezigheid van een kenmerkende soort geldt de waarneming van ten minste twee exemplaren, er worden geen aanvullende eisen gesteld aan de talrijkheid waarmee de soort aanwezig is.

- Er wordt een aparte waardering toegekend aan de aanwezigheid van soorten wier habitateisen het niveau van het ecotoop te boven gaan. Deze worden gebiedindicatoren genoemd. Dit betreft alleen fauna.
- Vooralsnog wordt niet geëist dat aan alle levensfuncties van een aanwezige soort in het ecotoop of gebied voldaan wordt. Wel wordt - indien de beschikbare gegevens het toelaten - het optreden van reproductie hoger gewaardeerd dan andere levensfuncties, zoals foerageren of overwinteren.
- De berekeningwijze komt in essentie neer op het bepalen van het quotiënt van het aantal aanwezige kenmerkende soorten en het maximaal aanwezige aantal kenmerkende soorten. Daarbij wordt de mogelijkheid besproken van een onderlinge weging van de kenmerkende soorten op basis van de mate waarin zij kenmerkend worden geacht. Voorgesteld wordt gewichten alleen toe te kennen indien daarvoor een goede empirische basis bestaat.

Ter verkenning van de toepasbaarheid van de methode is deze uitgewerkt voor een dertiental ecotooptypen van het RES. Per type zijn kenmerkende soorten geselecteerd uit de volgende taxonomische groepen: hogere planten, zoogdieren, vogels, amfibieën en reptielen, vissen, dagvlinders en macrofauna. Deze soorten zijn in de eerste plaats geselecteerd op basis van literatuuronderzoek. De aangetroffen literatuur was slechts ten dele gebaseerd op veldwerk en had veelal het karakter van deskundigenoordeel. Het RES is een vrij recente typologie, die nog nauwelijks gebruikt wordt als schematisatiebasis voor inventarisatie en onderzoek naar habitat- en standplaatsvoorkeuren. Daarom was in alle gevallen een vertaalslag nodig tussen de in de literatuur gebruikte typologie van abiotiek of vegetatie en de ecotooptypen van het RES. Dit was voor een aantal ecotooptypen lastig, met name de typen die zuiver op geomorfologische positie zijn onderscheiden en waarvan de standplaatscondities moeilijk zijn in te schatten, zoals de 'zachthout-ecotopen'. Dit geldt ook voor ecotooptypen waarbij de standplaatscondities over korte afstand binnen het ecotoop sterk variëren, zoals bij het ecotooptype 'Krib' (Zs-6). Vooral de aquatische ecotooptypen van het RES zijn onvoldoende expliciet gedefinieerd voor een directe koppeling aan flora en fauna op basis van standplaats-, respectievelijk habitatvoorkeuren.

Bij de bovengenoemde methode bestaat het gevaar dat er te weinig soorten geselecteerd worden om een evenwichtige kwaliteitsbepaling mogelijk te maken, indien de selectie beperkt blijft tot de meest kenmerkend geachte soorten. Daarom is voor hogere planten ook een tweede methode gevolgd die in principe tot een ruimere soortenselectie leidt. Bij deze methode, aangeduid als 'methode Runhaar', zijn soorten geselecteerd op basis van de binnen de ecotooptypen verwachte abiotische standplaatscondities. Hiertoe is allereerst een koppeling gemaakt tussen de RES-ecotopen en de op operationele standplaatsfactoren gebaseerde landelijke indeling van ecotooptypen volgens Stevers et al. (1987). De indeling volgens Stevers et al. is vervolgens gekoppeld aan een indeling van ecologische groepen volgens Runhaar et al. (1987). De op deze wijze ontstane soortenlijsten zijn vervolgens ingekort op basis van aanvullende criteria, zoals het voorkomen binnen het rivierengebied en de overstromingstolerantie.

Voor de meeste ecotooptypen overlapt de soortenselectie volgens beide methoden sterk. Voor de ecotopen waar de methode 'literatuurstudie' tot te lage soortenaantallen leidt, kan de methode Runhaar tot de selectie van aanvullende soorten leiden. Hierbij bestaat echter wel het gevaar van een relatief lage kenmerkendheid van de geselecteerde soorten, hetgeen de waarderingsmethode minder onderscheidend maakt. Door beide methoden te combineren lijkt het echter mogelijk zowel een voldoende aantal soorten als een voldoende hoge mate van kenmerkendheid te waarborgen.

De methode is getoetst aan de hand van veldgegevens van het gebied 'De Duursche Waarden'. De data van de Duursche Waarden waren echter minder volledig dan voor een goede toets van de methode wenselijk zou zijn. Daardoor is de methode slechts ten dele aan de tand gevoeld. Dit geldt met name voor de hogere planten maar ook voor amfibieën en reptielen, zoogdieren en dagvlinders. De gegevens van vogels, macrofauna en vissen leenden zich voldoende voor toepassing van de methode. Met betrekking tot deze groepen kan gesteld worden dat de methode goed uitvoerbaar is. Dit geldt waarschijnlijk ook voor hogere planten; de graadmeter volledigheid kon voor deze groep echter slechts voor één ecotooptype bepaald worden. Voor dit ecotooptype, Stroomdalgrasland/Oeverwalhooiland kwamen de resultaten van de twee methoden voor de soortenselectie onderling sterk overeen. Er was bij beide methoden een goede correlatie tussen het voorkomen van de kenmerkende soorten en de verspreiding van de ecotopen van het genoemde type.

Een kwaliteitsbepaling per afzonderlijk ecotoop blijkt niet voor alle onderzochte ecotooptypen en soortengroepen goed mogelijk te zijn. De soortengroepen hogere planten en (in mindere mate) broedvogels lenen zich hiervoor het beste. De overige groepen zijn onvoldoende soortenrijk of laten zich onvoldoende eenduidig bemonsteren, zoals macrofauna, om uitspraken op ecotoopniveau te kunnen doen. Op gebiedniveau wordt het wel haalbaar geacht om een ruimtelijk expliciete kwaliteitsbepaling uit te voeren, die gebaseerd is op het samennemen van alle ecotopen per type. Om tot voldoende kenmerkende soorten per ecotooptype te komen, kan overwogen worden de groepen amfibieën, reptielen en zoogdieren samen te nemen.

Het lijkt echter het meest kansrijk, het minst problematisch en het goedkoopst om de methode verder te ontwikkelen voor toepassing op gebiedniveau, niet ruimtelijk expliciet. Dit lijkt ook de aangewezen methode voor kwaliteitsbepaling op het niveau van het riviertraject. Voor toepassing op gebied- en riviertraject-niveau zijn in principe alle onderzochte soortengroepen bruikbaar, zij het dat in een aantal gevallen samenvoeging van groepen overwogen moet worden.

Het begrip kenmerkendheid verdient verdere aanscherping, vooral met het oog op het onder één noemer brengen van de informatie die in literatuurbronnen wordt aangetroffen. Onder andere dient nagegaan te worden wat de eventuele meerwaarde zou zijn indien ook de mate van talrijkheid als criterium voor kenmerkendheid zou worden gehanteerd. Daarnaast zou voor de fauna een onderling verschillende waardering van verschillende functiegebieden de informatiewaarde van de methode kunnen verhogen.

Geconcludeerd wordt dat de methode in principe technisch eenvoudig uitvoerbaar is: zij vereist geen ingewikkelde berekeningen, geen grote mate van deskundigheid bij degenen die haar willen toepassen, en is ook computertechisch eenvoudig. De belangrijkste beperking van de methode ligt momenteel in het ontbreken van veldgegevens voor een abiotische en biotische karakterisering van de in het RES onderscheiden ecotootypen. Daarnaast is het zeer wenselijk dat gegevens verzameld worden over het voorkomen van planten- en diersoorten in de RES-ecotopen, zodat kenmerkende soorten op empirische basis kunnen worden geselecteerd. Voor een betere interpretatie van de waardes die de graadmeter kan aannemen, is het aanwijzen van referentie-ecotopen en -gebieden aan te bevelen.

1 Inleiding

1.1 Achtergrond

In 1996 is binnen het biologisch monitoringprogramma van de Zoete Rijkswateren, in opdracht van RIZA, begonnen met een gebieddekkende ecotoop-kartering van de zoete rijkswateren als onderdeel van de Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL). De kartering van ecotopen vindt in het rivierengebied plaats op basis van het Rivier-Ecotopen-Stelsel (verder afgekort als RES), dat is opgesteld door Rademakers & Wolfert (1994). Rivierecotopen zijn in dit stelsel gedefinieerd als ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheden, waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door de abiotische, biotische en antropogene condities ter plekke. Het integrale karakter van de ecotopen maakt dat ze een nuttig instrument kunnen zijn bij het verkennen van beleidsopties voor inrichting en beheer, alsmede de evaluatie van gevoerd beleid.

De typologie van de rivierecotopen is voornamelijk gebaseerd op hydrologische en geomorfologische condities, de vegetatiestructuur en de intensiteit van het landgebruik. Met name de hydrodynamiek, de morfodynamiek en het beheer zijn bepalend geweest voor de gehanteerde systematiek. Ten aanzien van de planten- en diersoorten die binnen de ecotopen kunnen voorkomen, moet het RES vooral gezien worden als een rubricering van conditionele factoren. Op basis hiervan is het mogelijk om per ecotooptype aan te geven welke planten- en diersoorten verwacht kunnen worden. Dit is door Rademakers & Wolfert (1994) reeds tentatief uitgevoerd. Dit blijft echter beperkt tot een inschatting van de potenties van de ecotooptypen. De vraag welke planten- en diersoorten werkelijk voorkomen in een gebied wordt mede bepaald door andere factoren, zoals de milieukwaliteit en biogeografische factoren (de bereikbaarheid van het gebied voor organismen en de aanwezigheid van zaden). Dergelijke factoren wisselen van plaats tot plaats en het RES geeft slechts in beperkte mate inzicht in de toestand ervan. Bij de (toekomstige) gebruikers van het RES leeft daarom de behoefte om, aanvullend op de beschrijving van ecosysteemttypen in de termen van het RES, zicht te krijgen op de biotische kwaliteit van de in de ecotopen voorkomende natuur. Het gaat hierbij zowel om de wens zicht op de hoedanigheid van de aanwezige planten- en diersoorten te krijgen, als ook de mogelijkheid om hiermee een toetsing van beleids- en beheersdoelstellingen te plegen. Ten behoeve van het laatstgenoemde, dient een koppeling met bestaande monitoringsprogramma's te worden gelegd.

1.2 Het Rivier-Ecotopen-Stelsel (RES)

Het Rivier-Ecotopen-Stelsel (RES; Rademakers & Wolfert, 1996) is een indeling van ecotopen voor het zomer- en winterbed van de grote rivieren in Nederland en aangrenzende gebieden in België en Duitsland, voor gebruik op nationaal en regionaal niveau. De indeling omvat 18 rivier-ecotopen en 65 deelecotopen. In Rademakers & Wolfert (1996) wordt aangegeven onder welke omstandigheden de

ecotopen voorkomen, in termen van de indelingskenmerken morfodynamiek (vier klassen), hydrodynamiek (zes klassen) en gebruiksdynamiek (vier klassen). Tevens wordt een indruk gegeven van de waarschijnlijke vegetatiekundige samenstelling en faunistische habitatkwaliteit van de ecotopen.

1.3 Doelstelling

Het Rijksinstituut voor Integraal Zoetwaterbeheer en Afvalwaterbehandeling, afdeling Informatie Meettechnologie Meetnetten (RIZA-IMM) heeft aan het SC-DLO de opdracht verstrekt om *een methode te ontwikkelen voor de beoordeling en toetsing van de biologische kwaliteit van rivierecotopen, op basis van monitoringgegevens.*

Het onderhavige project is de uitvoering van deze opdracht en bovengenoemde opdracht is tevens de doelstelling van het in dit rapport besproken project. Het betreft hier de ecotopen zoals beschreven in het RES (Rademakers & Wolfert, 1994). Dit houdt in dat de te ontwikkelen methode zowel ruimtelijk als inhoudelijk moet aansluiten op de rivierecotopen.

1.4 Aanpak en afbakening

De aanpak van dit onderzoek is als volgt geweest. Allereerst zijn alternatieven voor een graadmeter voor biologische kwaliteit onderzocht. Aan de hand van methodische en theoretische criteria wordt voor een graadmeter gekozen die gebaseerd is op de aanwezigheid van kenmerkende soorten. Vervolgens zijn lijsten opgesteld van kenmerkende soorten per ecotooptype. Dit is gedaan op basis van literatuurstudie en bestaande indelingen van plantensoorten naar standplaatsvoorkeuren.

De beoordelingsmethode is ontwikkeld voor een (representatief) deel van het RES en vervolgens uitgeprobeerd met behulp van veldgegevens van het gebied 'De Duursche Waarden'. Voor dit gebied zijn door een uitgebreid monitoringsprogramma relatief veel biotische data voorhanden. Tenslotte is ingegaan op de bevindingen: de bruikbaarheid en toepasbaarheid van de methode.

Als breder kader voor de toepassing van een graadmeter voor de kwaliteit van rivierecotopen op de lange termijn hebben gediend het monitoringprogramma van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat (de Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, onderdeel van de Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL)) en het door LNV, VROM, V&W (RIZA/RIKZ) en CBS opgezette Netwerk Ecologische Monitoring (NEM). Waar mogelijk, is hiermee in de methode rekening gehouden.

In dit rapport wordt een waarderingsmethode gepresenteerd, alsmede een uitwerking ervan voor een selectie van de RES-ecotopen. Deze uitwerking dient in de eerste plaats om zicht te krijgen op de bruikbaarheid van de methode. Dat geldt ook voor de toekenning van kenmerkende soorten aan de geselecteerde ecotooptypen. Noch de selectie van ecotopen, noch de uitwerking van de methode moeten als definitief

beschouwd worden. Het uiteindelijke doel is te komen tot een waarderingsmethode voor het gehele RWES (RijksWateren EcotopenStelsel). Daarbij zullen - voor zover mogelijk - alle ecotooptypen (van zowel zoete als zoute wateren) worden uitgewerkt en zal de hier gepresenteerde uitwerking wellicht worden aangepast.

1.5 Opbouw van het rapport

In hoofdstuk 2 wordt ingegaan op het begrip 'biologische kwaliteit', met betrekking tot rivier-ecotopen. Het gaat in op de graadmeters die zouden kunnen worden gebruikt voor de bepaling van de biologische kwaliteit. Er worden een aantal criteria geformuleerd waaraan de te ontwikkelen graadmeter dient te voldoen. Vervolgens worden een aantal kandidaten voor de graadmeter besproken en getoetst aan de criteria. Tot slot wordt de keuze gemaakt: er wordt voorgesteld om de graadmeter *volledigheid van kenmerkende soorten* verder uit te werken voor het RES.

In hoofdstuk 3 wordt de uitwerking van de waarderingsmethode besproken. Er wordt ingegaan op een aantal theoretische en praktische keuzen die hierbij gemaakt dienen te worden. Deze hebben onder andere betrekking op de wijze van selecteren van de kenmerkende soorten, de wijze waarop het voorkomen van deze soorten wordt gerelateerd aan de ecotopen, alsmede de wijze waarop de volledigheidswaarde wordt berekend.

In hoofdstuk 4 wordt de toekenning van kenmerkende soorten aan de RES-ecotopen besproken. Hierbij is een beperking gemaakt tot een representatief deel van het RES. Voor dit deel zijn kenmerkende soorten geselecteerd uit de volgende taxonomische groepen: hogere planten, zoogdieren, vogels, amfibieën en reptielen, vissen, dagvlinders en macrofauna.

In hoofdstuk 5 wordt de toepassing van de methode op gegevens van het gebied De Duursche Waarden behandeld. Op basis van monitoringgegevens wordt de biologische kwaliteit van de voorkomende ecotopen, alsmede van het hele gebied, met de ontwikkelde methode bepaald. Hiermee wordt een illustratie beoogd van de methode, en tevens van het type resultaten en uitspraken dat ermee verkregen kan worden.

Hoofdstuk 6 bevat de discussie, hoofdstuk 7 de conclusies en aanbevelingen.

2 Graadmeters voor biologische kwaliteit

In dit hoofdstuk wordt ingegaan op een aantal graadmeters die in aanmerking komen voor de bepaling van de biologische kwaliteit van rivierecotopen. Er worden een aantal criteria geformuleerd waaraan de te ontwikkelen graadmeter dient te voldoen. Vervolgens wordt een aantal kandidaten voor de graadmeter besproken en deze worden getoetst aan de criteria. Tot slot wordt de keuze gemaakt voor de graadmeter *volledigheid van kenmerkende soorten*.

2.1 Uitgangspunten

2.1.1 Algemeen

Zoals in de inleiding is gesteld, is het Rivier-Ecotopen-Stelsel (RES, Rademakers & Wolfert, 1994) het uitgangspunt van de studie. De methode dient informatie te verschaffen over de biologische toestand van de rivierecotopen.

In hoofdstuk 5 wordt de ontwikkelde methode toegepast en getoetst op monitoringgegevens van het gebied 'De Duursche Waarden'. De voor dit gebied beschikbare gegevens zullen daarom in eerste instantie mede bepalend zijn voor de te ontwikkelen methode. Echter als breder kader voor de toepassing van de methode op langere termijn gelden de monitoringsprogramma's van de Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) en het Netwerk Ecologische Monitoring (NEM).

2.1.2 Begrippen

In dit rapport staat het begrip 'biologische kwaliteit' van rivierecotopen centraal. 'Kwaliteit' kan meer betekenissen hebben. Het kan betekenen 'eigenschap' of 'hoedanigheid' en kan dan gezien worden als een aantal objectief vast te stellen grootheden of parameters. In het geval van rivierecotopen is het meest voor de handliggende voorbeeld van biologische kwaliteit de soortensamenstelling. Maar ook de vegetatiestructuur en het aandeel van weidevogels in de vogelbevolking zijn kwaliteiten in deze betekenis van het woord.

Met 'kwaliteit' wordt vaker 'gewaardeerde eigenschap' of 'gebruikswaarde' bedoeld. Het gaat dan om een normatief begrip. De biologische kwaliteit van een ecotoop zou, in deze betekenis, bijvoorbeeld ingevuld kunnen worden als het aantal Amoebe-, doel- of Rode-Lijstsoorten dat aanwezig is, maar ook als de persoonlijke belevingswaarde. Over (deze) kwaliteit valt dus te twisten.

In deze studie wordt een methode ontwikkeld voor de bepaling van de kwaliteit van rivierecotopen. Hoewel deze gebaseerd is op objectief meetbare eigenschappen van de ecotopen (aanwezigheid van planten- en diersoorten), zijn hierbij keuzen aan de

orde met betrekking tot de soorten waar wel en niet op wordt gelet, en de methode die wordt gebruikt om de kwaliteit te bepalen. Deze keuzen hebben altijd een zekere mate van subjectiviteit. Er wordt geenszins gepretendeerd dat de ontwikkelde methode de enige of beste is.

In deze studie wordt uitgegaan van de volgende definitie van *biologische kwaliteit* van een ecotoop of gebied:

de aanwezigheid van planten- en diersoorten, voor zover deze aanwezigheid een relatie heeft met de ecologische condities die kenmerkend geacht worden voor een ecotoop of gebied.

Hierbij dient aangetekend te worden dat het gaat om aanwezigheid gedurende een substantieel deel van het leven van de planten- en diersoorten. Een incidenteel overvliegende vogel is dus niet 'aanwezig' in een ecotoop.

De toevoeging betreffende de relatie met kenmerkende ecologische condities is van belang: het gaat om een biologische kwaliteit die aan de ecotopen kan worden toegerekend omdat er een oorzakelijk verband is, of mag worden verondersteld, tussen het ecotoop en de aanwezigheid van de planten- en diersoorten.

Voor een goed begrip van deze notitie, volgen hier tevens enkele definities van veelvuldig gebruikte begrippen.

- Ecotoop: Een ruimtelijk te begrenzen ecologische eenheid waarvan de samenstelling en ontwikkeling worden bepaald door de abiotische, biotische en antropogene condities ter plekke (Rademakers & Wolfert, 1994).
- Ecotooptype: Abstractie van een groep van ecotopen, die zich op grond van gemeenschappelijke kenmerken laten onderscheiden, beschreven in Rademakers & Wolfert (1994).
- Graadmeter: Grootheid die gebruikt wordt als maat om een of meer eigenschappen van het systeem te karakteriseren of kwantificeren.
- Rekenmethode: Mathematische wijze waarop gegevens over indicatoren worden vertaald naar een waarde van de graadmeter.
- Referentie: Vergelijkingssituatie met betrekking tot de graadmeter. Deze kan dienen als ijkpunt, voor een relatieve beoordeling van de waarde van de graadmeter, maar ook als streefwaarde of norm.
- Natuurdoel: Gewenste eindsituatie van natuurgericht beleid of beheer, uitgedrukt in meetbare parameters of een systeembeschrijving.

Het verschil tussen ecotoop en ecotooptype vraagt wellicht enige verduidelijking. Volgens de definitie van Rademakers & Wolfert (1994) is een ecotoop een in het veld begrensbaare ruimtelijke eenheid. Deze definitie wordt hier overgenomen. Rademakers & Wolfert hebben een typologie opgesteld voor de beschrijving en kartering van in Nederland voorkomende rivierecotopen. Deze (abstracte) beschrijvingen worden hier aangeduid met *ecotooptypen*. Dit ter onderscheiding van de concrete veldeenheden.

2.2 Criteria voor de selectie van een graadmeter voor kwaliteit

Hierna volgen een aantal criteria die in deze studie een rol hebben gespeeld bij de selectie van kandidaten voor een graadmeter, en die bepalend geweest zijn voor de uiteindelijke selectie van de graadmeter.

De volgende criteria komen voort uit de context van het project en vooropgestelde wensen van de opdrachtgever:

1. Ecotopen zijn het uitgangspunt.

Zoals in par 2.1 is gesteld, dient de graadmeter betrekking te hebben op de ecotooptypen, zoals deze binnen het RES worden onderscheiden. Hij dient daarom rekening te houden met de specifieke eigenschappen, op basis waarvan de ecotooptypen zijn onderscheiden. Daarnaast dient de graadmeter ook ruimtelijk te koppelen te zijn aan de ecotopen. De graadmeter dient een afspiegeling te zijn van de proces- en patroonkenmerken van de in de ecotopen voorkomende ecosystemen. Graadmeters die slechts af te leiden zijn uit parameters die geen verband houden met de definitie van de ecotooptypen, of uit informatie boven het schaalniveau van de rivierecotopen, zijn dus niet het doel.

2. Het gaat om biologische kwaliteit.

De graadmeter dient informatie te verschaffen over de toestand van planten- en diersoorten die voorkomen in de rivierecotopen. Graadmeters die gebaseerd zijn op abiotische condities, ook indien deze voorwaardenscheppend zijn voor de aanwezigheid van planten- en diersoorten, komen dus niet in aanmerking.

3. De graadmeter dient ecologisch relevant en beleidsrelevant te zijn.

De graadmeter dient voor ecologen herkenbaar te zijn aan te sluiten bij in de ecologie wezenlijk geachte biotische kenmerken van ecosystemen. Hij dient daarnaast bij voorkeur aan te sluiten bij bestaand beleid op het gebied van water en natuur. Dit betreft met name het beleid van V&W/RIZA dat geconcretiseerd is in de zogenaamde AMOEBE's voor de verschillende riviersystemen (o.a. Projecten WSV, 1994) en het beleid van LNV zoals geconcretiseerd in natuurdoeltypen en doelsoorten voor het rivierengebied (Bal et al., 1995).

Een graadmeter dient om informatie te verschaffen over de toestand van het bestudeerde systeem, en de veranderingen die daarin optreden. De volgende criteria kunnen in het algemeen aan graadmeters worden gesteld:

4. De graadmeter moet kwantificeerbaar, reproduceerbaar en standaardiseerbaar zijn.

De graadmeter moet kunnen worden geoperationaliseerd aan de hand van in het veld meetbare parameters. De hiervoor gehanteerde methode dient reproduceerbaar te zijn en zich te lenen voor standaardisatie, zodanig dat vergelijkingen tussen verschillende gebieden en tussen verschillende momenten in hetzelfde gebied kunnen worden gemaakt.

5. De graadmeter dient gevoelig en eenduidig te zijn.

Het onderscheidend vermogen van de graadmeter (in kwalitatieve zin) dient zodanig te zijn dat relevant geachte verschillen waarneembaar zijn. Dit geldt zowel voor ruimtelijke verschillen (vooral tussen ecotopen van hetzelfde type) als voor veranderingen in de tijd (waaronder het overgaan van één type in een ander type). Ten aanzien van het ruimtelijke oplossend vermogen geldt dat deze - voor zover zij op afzonderlijke ecotopen betrokken wordt - voldoende kleinschalig moet zijn om binnen de als afzonderlijk ecotoop gekarteerde eenheden bepaald te kunnen worden. De gevoeligheid voor veranderingen in de tijd dient tenminste zodanig te zijn dat veranderingen tussen opeenvolgende meetperioden (voor het MWTL geldt een meetcyclus van vier jaar; de ecotopen worden om de acht jaar gekarteerd) kunnen worden vastgesteld. Overigens kan een graadmeter ook te gevoelig zijn, hetgeen het gevaar inhoudt van een mate van detail die beleidsmatig niet relevant is, of die niet in verhouding staat tot de ecologische mate van gedetailleerdheid van het ecotopensysteem.

Daarnaast dient de graadmeter eenduidig te zijn: het mag niet zo zijn dat een verandering in de waarde van de graadmeter op meer dan één wijze te interpreteren valt.

6. Bovenal, dient een graadmeter betrouwbaar te zijn.

Er moet met een redelijke mate van zekerheid vanuit kunnen worden gegaan dat waargenomen verschillen berusten op werkelijke verschillen in de eigenschappen van de ecotopen en niet op toeval.

Tot slot is er een criterium dat samenhangt met de doelstelling om de te ontwikkelen graadmeter op termijn af te leiden uit de bestaande praktijk van monitoring (MWTL) of in ontwikkeling zijnde monitoringsystemen (NEM):

7. Op termijn dient aansluiting te vinden te zijn tussen de voor de graadmeter benodigde gegevens en gegevens die verzameld worden in het kader van MWTL en NEM.

Zo niet, dan moet aannemelijk zijn dat de benodigde gegevens verkrijgbaar zijn na beperkte en voor de praktijk acceptabele aanpassingen van bemonsteringsmethode van de genoemde meetnetten.

2.3 Mogelijke graadmeters voor biologische kwaliteit

In het navolgende worden een viertal kandidaten besproken voor een graadmeter voor de biologische kwaliteit. Voor alle vier geldt dat zij biologische kenmerken vertegenwoordigen die door ecologen en beleidsmakers relevant geacht worden. De vraag is of zij de basis kunnen vormen voor een graadmeter voor de biologische kwaliteit van rivierecotopen. Dit wordt nagegaan aan de hand van de in paragraaf 2.2 besproken criteria 1, 2 en 3. De overige criteria zijn sterk afhankelijk van de praktische uitwerking van de graadmeter en daarom niet op voorhand te beoordelen.

De besproken graadmeters worden afzonderlijk of in combinatie gebruikt in bestaande en in ontwikkeling zijnde waarderingsmethoden. De methoden die voor deze studie zijn verkend worden kort besproken in aanhangsel A.

2.3.1 Biodiversiteit

Biodiversiteit wordt in de wetenschappelijke literatuur meestal opgevat als de soortenrijkdom, betrokken op een ruimtelijk te begrenzen eenheid of een abstractie daarvan (ecosysteem). Dit kan eenvoudigweg uitgedrukt worden als het soortenaantal (α -diversiteit) of in een maat die ook de relatieve abundantie (relatieve talrijkheid) van de afzonderlijke soorten meeweegt, zoals de Shannon-Weaver Index (Shannon & Weaver, 1963). Een dergelijke maat voor biodiversiteit is relatief eenvoudig te bepalen, indien voldoende veldgegevens voorhanden zijn. Hoewel een aantal doeltypen van het natuurbeleid van LNV hun waardering door het beleid mede lijken te danken aan hun soortenrijkdom, is deze vorm van diversiteit in het beleid niet echt een belangrijk aandachtspunt.

Dat geldt echter wel voor biodiversiteit in de betekenis van 'Rio'. Hierbij gaat het om de variatie binnen soorten, tussen soorten (soortenrijkdom) en tussen systemen op wereldschaal. Daarbij gaat veel aandacht uit naar zeldzame soorten. In het Nederlandse natuurbeleid vindt deze benadering uitdrukking in het doelsoortenbeleid, dat gericht is op soorten die zeldzaam zijn of dreigen te worden. De gedachte hierachter is, dat het voorkomen van het uitsterven van soorten de meest efficiënte wijze is van het beschermen van de soortenrijkdom op nationaal niveau (Hoogeveen, 1995). In vele methoden voor natuurwaardering komt deze aandacht voor zeldzame soorten naar voren (o.a. Platteeuw, in voorb.).

Voor de bepaling van de biologische kwaliteit van ecotopen is de eerstgenoemde betekenis van biodiversiteit een mogelijke graadmeter. Men zou de verschillende ecotopen immers kunnen waarderen naar het aantal soorten planten of dieren dat ze herbergen. Een bezwaar hiervan is echter dat ecotooptypen verschillen in de potentiële en karakteristieke soortenrijkdom. Het gevaar bestaat dan dat van nature soortenarme ecotopen worden ondergewaardeerd. Een oplossing hiervoor zou zijn, het relateren van de soortenrijkdom aan een van het type afhankelijke referentie. Hiermee wordt echter nog geen indicatie gegeven van het karakteristieke van de verschillende ecotooptypen en de mate waarin voorkomende soorten daar uiting aan geven. Biodiversiteit lijkt daarom geen geschikte graadmeter voor de biologische kwaliteit van ecotopen. Wel zou het een rol kunnen spelen bij de evaluatie op gebiedniveau of bij de evaluatie van scenario's op basis van geplande ecotopen (de potentiebepaling, zoals besproken in paragraaf 3.1).

2.3.2 Natuurlijkheid

Natuurlijkheid is een mogelijke graadmeter die een rol speelt in waarderingsystemen en indelingen van natuurtypen. Het is de basis voor de hoofdingeling in natuurdoeltypen (Bal et al., 1995). Natuurlijkheid wordt als graadmeter onder andere uitgewerkt in de WIN-studie Natuur Waarderings Module (NWM) (Platteeuw, in

voorb.). Hier wordt natuurlijkheid afgeleid uit zaken als eutrofiëgraad, 'natuurlijke' waterpeilfluctuaties, compleetheid van het systeem in termen van aanwezige ecotooptypen, mate van beïnvloeding door menselijke activiteiten, aanwezigheid van begrazing, rust en mogelijkheden voor vis-intrek vanuit zee. Er zijn nog vele voorbeelden te noemen van benaderingen waarin natuurlijkheid expliciet of impliciet een rol speelt. Het is echter de vraag of natuurlijkheid zich leent als waarderingsmaatstaf voor rivierecotopen. De rivierecotopen zijn zodanig gedefinieerd dat zij inherent een bepaalde mate van natuurlijkheid hebben. Een krib is - naar de meeste maatstaven van natuurlijkheid - aanmerkelijk minder natuurlijk dan een hardhoutooibos. Het onderscheiden van meer en minder natuurlijke kribben is niet zinvol. De natuurlijkheid van ecotopen van hetzelfde type kan wellicht verschillen maar daarmee is niet gezegd dat hun kwaliteit, zoals hier bedoeld, verschilt. Natuurlijkheid lijkt dus geen geschikt criterium voor de beoordeling van ecotopen van hetzelfde type onderling.

2.3.3 Kenmerkendheid

Kenmerkendheid is een aspect dat in verschillende vormen regelmatig gebruikt wordt in beleid en onderzoek (o.a. Ten Brink & Hosper, 1989; Van Langenvelde, 1998; Ten Brink, 1998). Kenmerkend kan hier opgevat worden als karakteristiek of typerend (voor). Het begrip heeft een duidelijke rol gespeeld in de discussie over de 'milieuwaardering' in de jaren '70 (o.a. Burggraaff, 1974), waarin ecologen op zoek waren naar criteria die de waardering van systemen mogelijk maakten op grond van 'objectieve' of 'wetenschappelijke' criteria.

Recente voorbeelden waarin kenmerkendheid (ook wel aangeduid met 'karakteristiciteit') direct of indirect wordt gebruikt als criterium voor natuurwaarde zijn het hydrologisch model DEMNAT (Witte et al., 1994) en in het 'Floristisch meetnet voor de oevers van de zoete rijkswateren' (Tamis & Groen, 1996) (zie aanhangsel A). In vrijwel alle gevallen worden *soorten* onderscheiden die kenmerkend zijn voor *ecosysteem*-typen. Met name voor planten zijn verschillende bronnen aanwezig met aan systeemtypen gekoppelde soortenlijsten (o.a. Runhaar, 1987).

In de genoemde voorbeelden wordt de kwaliteit van systeemtypen bepaald door het aantal soorten en de abundantie (talrijkheid) van de afzonderlijke soorten. Daarbij wordt de abundantie 'gewogen', d.w.z. teruggebracht tot een relatief korte schaal. Hoe hoger de abundantie, des te hoger de floristische kwaliteit. Niet-kenmerkende soorten dragen niet bij, maar doen ook niet af aan de kwaliteit. Alleen bij de methode van de Ecologische Kapitaal-Index (EKI; Ten Brink, 1998) wordt uitgegaan van een referentiesituatie waarin alle soorten die voorkomen in de referentie voor het systeemtype worden meegenomen. Niet alleen het voorkomen van de soorten maar ook de exacte abundantie wordt als een aspect van kenmerkendheid beschouwd. Elke afwijking, zowel naar boven als naar beneden, ten opzichte van deze referentie leidt tot een verlaging van de EKI. Een dergelijke kwantitatief nauwkeurig gedefinieerde referentie lijkt niet geschikt voor het doel van deze studie. Het gaat uit van een wel zeer sterk classificatorische benadering van de natuur. De EKI-methode veronderstelt

gedetailleerde typologie en kennis van de (soortensamenstelling van) de ecosysteemttypen en gaat uit van een geringe variabiliteit in ruimte en tijd ervan. Aan beide eisen wordt voor het rivierengebied niet voldaan. Het RES laat juist veel ruimte voor biotische variatie binnen de grenzen van de ecotoop-definities en tussenvormen in ruimte en tijd zullen veelvuldig voorkomen. Echter, de aanwezigheid van kenmerkende soorten op zich lijkt een goede kandidaat voor een graadmeter voor de biologische kwaliteit van ecotopen.

2.3.4 Volledigheid

Het concept volledigheid gaat - meer nog dan andere mogelijke graadmeters voor biologische kwaliteit - uit van het bestaan van ruimtelijk en inhoudelijk duidelijk begrensbare eenheden. Het sluit aan bij de opvatting dat systemen goed te onderscheiden zijn en dat ideale voorbeelden van een systeem aan te wijzen zijn. Deze opvatting wordt echter niet door alle ecologen gedeeld. De benadering vindt waarschijnlijk zijn eerste wetenschappelijke toepassing in de synsystematiek¹. Hier wordt binnen vegetatietypen onderscheid gemaakt tussen 'volledig ontwikkelde' of 'verarmde' varianten. Het is hier niet de plaats om het begrip 'volledigheid' aan een kritische analyse te onderwerpen. Het is echter wel belangrijk om te constateren dat het denken in termen van typen die meer of minder volledig kunnen zijn, slechts één van de wijzen is waarop de natuur kan worden benaderd, en beslist geen onaanvechtbare.

Het begrip volledigheid spreekt aan bij het beleid, omdat het een systeem-specifieke graadmeter is die het mogelijk maakt in het veld onderscheiden eenheden te waarderen naar de mate waarin de potenties van het betreffende systeemtype gerealiseerd zijn. Het sluit ook aan bij een in het onderzoek gebruikt ecosysteem-concept waarin de abiotische uitgangscondities, de vegetatiestructuur (bepaald door het beheer) en de tijd (successie) de hoofdfactoren zijn die de belangrijkste systeemeigenschappen bepalen, terwijl zaken als beheer, biogeografie en milieu-aspecten in belangrijke mate de 'vulling' van het systeem met soorten bepalen (o.a. Harms et al., 1991; Harms et al., 1994). Het RES is in feite volgens dit ecosysteemconcept opgebouwd. Volledigheid is een geschikte maat om binnen dit concept de actuele 'vulling' van het systeem te bepalen.

Volledigheid wordt als criterium onder andere uitgewerkt in het model DEMNAT (Witte et al., 1994). Hierbij worden soorten gerubriceerd in ecologische groepen, die op theoretische basis gekoppeld worden aan typen van abiotische condities (de zgn. ecotoopgroepen). Vervolgens wordt met behulp van gegevens over het daadwerkelijk voorkomen van soorten en van abiotische condities nagegaan welk deel van de kenmerkende soorten daadwerkelijk aanwezig is. Voor een uitgebreidere uitleg van deze methode wordt verwezen naar aanhangsel A.

¹ Deze opvatting is wellicht het meest concreet uitgewerkt in de 'klassieke' vegetatiekunde volgens de school van Braun-Blanquet (1964). Hierin werd een hiërarchische ecosysteemklassificatie nagestreefd, die vrijwel geheel stelde op de mate van voorkomen van plantensoorten. Abiotische kenmerken en relaties met de omgeving speelden hierbij nauwelijks een rol.

In de meeste gevallen waarin met volledigheid wordt gewerkt, worden als eerste stap soorten aan de systeemtypen (ecotopen, doeltypen, etc.) toegekend die bij het systeemtype 'horen'. Hierbij vindt dus een voorselectie plaats op basis van het criterium kenmerkendheid. Dit is bijvoorbeeld het geval bij DEMNAT. Deze soortenlijst is de maatlat waarmee volledigheid gemeten wordt. In alle gevallen waarin het toewijzen van kenmerkende soorten aan de systeemtypen mogelijk is, is ook het bepalen van volledigheid in principe goed mogelijk.

De mate van volledigheid, in de betekenis van: het aantal kenmerkende soorten dat aanwezig is, lijkt daarom een goede kandidaat voor een graadmeter voor de biologische kwaliteit van ecotopen. Hij voldoet in principe aan de in paragraaf 2.3 gestelde criteria. Hij voldoet met name goed aan het eerste criterium dat de graadmeter rekening dient te houden met de specifieke eigenschappen, op basis waarvan de ecotooptypen zijn onderscheiden.

2.4 Keuzen bij de uitwerking van de methode

Bij de uitwerking van een methode ter bepaling van biologische kwaliteit van ecotopen doen zich een aantal keuzen voor. De belangrijkste hiervan worden hier besproken en er wordt een voorstel gedaan voor een keuze. Hierbij wordt uitgegaan van soorten als basis voor de kwaliteitsbepaling, los van de vraag welke graadmeter gebruikt wordt.

2.4.1 Kwaliteit op basis van de ecotoopdefinitie of op basis van aanwezige planten- en diersoorten

De kwaliteit van rivierecotopen kan afgeleid worden van de in het veld geconstateerde aanwezigheid van planten- en diersoorten, of van de definitie of beschrijving van de ecotopen (i.c. Rademakers & Wolfert, 1994). In het eerste geval worden in het veld inventarisaties verricht, die vervolgens gerelateerd worden aan de ecotopen. Dit kan gebeuren per ecotoop of per gebied. Hierbij kan gebruik gemaakt worden van monitoringgegevens, voor zover deze de relevante informatie bevatten. Hierbij is sprake van een onafhankelijke toetsing of waardering van de kwaliteit van de ecotopen. Bijvoorbeeld, indien zeldzaamheid als kwaliteitscriterium wordt gehanteerd, kan op basis van waargenomen zeldzame soorten per ecotoop of gebied een kwaliteit worden bepaald.

In het tweede geval wordt de kwaliteit bepaald op basis van de inherente eigenschappen en potenties die onderdeel uitmaken van de definitie van het ecotooptype, of daaruit af te leiden zijn. Dit is voor elk ecotoop van hetzelfde type gelijk en de kwaliteit zal dit daarom ook zijn. Deze benadering is in het verleden toegepast in scenariostudies (b.v. Harms et al. 1993) en is recent toegepast in een evaluatiemethode voor de MER-Zandmaas (Postma et al., 1996). Veldgegevens van planten en dieren spelen hierbij geen rol. Daarom is er ook nauwelijks een verband te leggen met monitoring. Uitgaande van kwaliteit gebaseerd op planten- en diersoorten, zal dit gebeuren aan de hand van het verwachte of potentiële voorkomen van soorten,

uitgaande van de definitie van de ecotooptypen. Er is dan sprake van een rigide koppeling van ecotooptypen aan (potentiële) soorten. Deze koppeling kan gebeuren op basis van deskundigenoordeel of afgeleid worden van elders ontwikkelde habitatgeschiktheid- of hep-modellen.

Bij deze benadering heeft een eventuele kwaliteitsgraadmeter alleen een toegevoegde waarde voor zover deze mede gebaseerd wordt op ruimtelijke aspecten die niet besloten zijn in de definitie van de ecotopen, zoals de diversiteit aan ecotopen in een gebied, hun oppervlakte en de ruimtelijke verdeling ervan. Deze aspecten kunnen op zichzelf gewaardeerd worden of ze kunnen de basis vormen voor de voorspelling van het (potentiële) voorkomen van soorten (waar dit afhangt van de grootte van ecotopen of het gecombineerde voorkomen van ecotopen van verschillend type), de grootte van populaties en duurzaamheid ervan. In het laatstgenoemde geval kunnen de voorspelde soortparameters de basis voor de waardering zijn. In deze benadering wordt de graadmeter voor kwaliteit dus voor het grootste deel bepaald door de definitie van de ecotopen.

Het voordeel van de laatstgenoemde methode is dat een uitspraak gedaan kan worden over kwaliteit op basis van een ecotopenkartering of op basis van scenario's. Bovendien leent deze benadering zich uitstekend voor koppeling aan een voorspellingsmodel. Een beperking van deze benadering is dat het geen onafhankelijke toets op de kwaliteit van ecotopen vormt omdat het niet mogelijk is om onderscheid te maken tussen kwalitatief betere en slechtere ecotopen van hetzelfde type. Voor het doel van deze studie is bovendien een belangrijke beperking dat in deze benadering niet aangesloten kan worden op monitoring. De laatstgenoemde benadering zegt vooral iets over potenties, de eerstgenoemde over de actuele situatie. De benaderingen vullen elkaar dus duidelijk aan en beide zijn zinvol. Gezien het doel van deze studie om ook een relatie met monitoring te leggen, wordt hier gekozen voor de eerste benadering: de bepaling van kwaliteit op basis van het (werkelijke) voorkomen van planten- en diersoorten.

2.4.2 Kwaliteit per ecotoop of per gebied

Voor de meeste van de besproken graadmeters is het in principe mogelijk om deze te bepalen voor de afzonderlijke ecotopen, ofwel deze binnen grotere ruimtelijke eenheden te bepalen. In het eerste geval dienen de benodigde gegevens over het voorkomen van soorten daadwerkelijk binnen de ruimtelijke begrenzing van de afzonderlijke ecotopen bemonsterd te worden. In het tweede geval wordt de graadmeter bepaald voor een heel gebied (bv. een uiterwaard of natuurontwikkelingsgebied), of zelfs een riviertraject. De locatie van bemonstering is dan niet aan de afzonderlijke ecotopen gebonden.

Daarnaast doet zich de keuze voor om bij de kwaliteitsbepaling wel of niet rekening te houden met de mate waarin soorten kenmerkend zijn voor de ecotooptypen. Er kunnen daarom bij de bepaling van de biologische kwaliteit op basis van soortinformatie in principe vier verschillende methoden worden gebruikt (zie tabel 1).

De gegevens over het voorkomen van soorten worden verzameld per ecotoop ('ruimtelijk expliciet') en bij de uitwerking van de gegevens wordt rekening gehouden met de mate waarin de soorten specifiek zijn voor het betreffende ecotooptype.

De gegevens over het voorkomen van soorten worden verzameld voor grotere ruimtelijke eenheden (kilometercellen, ecotoopcomplexen) en bij de uitwerking van de gegevens wordt rekening gehouden met de mate waarin soorten kenmerkend zijn voor bepaalde ecotooptypen of groepen van ecotooptypen.

De gegevens over het voorkomen van soorten worden bepaald per ecotoop maar bij de uitwerking wordt geen rekening gehouden met de mate waarin soorten specifiek zijn voor bepaalde ecotooptypen. De kwaliteitsbepaling vindt plaats op basis van algemene criteria, zoals aantal eigenschappen, zeldzaamheid van soorten en mate van bedreiging.

De gegevens over het voorkomen van soorten worden verzameld voor grotere ruimtelijke eenheden en bij de uitwerking wordt geen rekening gehouden met de mate waarin soorten specifiek zijn voor bepaalde ecotooptypen.

Tabel 1 Keuzen bij de toepassing van de methode ter bepaling van de biologische kwaliteit van ecotopen

Type kwaliteitsbepaling	Kwaliteitsbepaling per:	
	Ecotoop	Grid/ecotoopcomplex
Ecotooptype-afhankelijk: rekening houdend met de kenmerkendheid van soorten voor het ecotooptype	1	2
Ecotooptype-onafhankelijk: geen rekening houdend met de kenmerkendheid van soorten voor het ecotooptype	3	4

Benaderingen 3 en 4 vallen in principe af, omdat vanuit RIZA expliciet is aangegeven dat bij de bepaling van de kwaliteit een koppeling moet worden gelegd met de in het gebied voorkomende ecotooptypen (criterium 1 in par 2.3). Deze mogelijkheden worden echter opgehouden als een aanvullende waardering, die is toe te passen naar het oordeel van de gebruiker (zie paragraaf 3.4 en paragraaf 3.6).

Indien mogelijk, verdient het bepalen van de biologische kwaliteit per ecotoop de voorkeur, gezien de wens uitspraken te doen over de kwaliteit van de ecotopen (criterium 1 in paragraaf 2.3). Het geeft immers informatie over de actuele situatie in een ecotoop, waardoor veranderingen in de kwaliteit kunnen worden gerelateerd aan veranderingen in bijvoorbeeld het beheer ter plaatse. Ook kunnen verschillen in kwaliteit tussen ecotopen van hetzelfde type worden geconstateerd.

Hieraan kleven wel enkele methodische bezwaren. Bij de koppeling die bestaat tussen soorten en ecotooptypen, is in de meeste gevallen geen sprake één-op-één-relatie. Voor ecotooptypen karakteristieke plantensoorten kunnen soms in hoge (of zelfs de hoogste) dichtheden voorkomen buiten deze typen. Bovendien vereist een meetnet in principe dat de ruimtelijke eenheden waarbinnen gemonsterd wordt niet veranderen binnen de periode waarvoor het meetnet is opgezet. Grote dynamiek en veranderend beheer maken dit een lastige eis. Daarnaast veranderen ecotopen door successie, al dan niet in andere ecotopen.

De ecotopenindeling van het RES is voor een deel gebaseerd op structuurkenmerken, die met name door successie (natuurlijk of begeleid) worden bepaald. Als een graadmeter informatie dient te verschaffen over de ecotoop-specifieke biologische kwaliteit, dan dient deze dus ook te differentiëren tussen elkaar in de tijd opvolgende ecotopen. Daarbij bestaat het gevaar dat overgangsvormen moeilijk zijn toe te wijzen en hoe dan ook een lage kwaliteit krijgen toebedeeld.

Bij toepassing op gebiedsniveau spelen de bovengenoemde bezwaren niet. In de discussie (paragraaf 6.2) wordt hierop verder ingegaan.

Om bovenstaande redenen wordt ervoor gekozen om in de navolgende hoofdstukken de bepaling van de biologische kwaliteit van ecotopen niet alleen uit te werken op het niveau van het ecotoop maar ook op het niveau van het gebied.

2.5 Volledigheid als basis voor biologische kwaliteit

Op grond van bovenstaande wordt geconcludeerd dat volledigheid zich het beste leent om als basis te dienen voor een graadmeter voor de kwaliteit van rivierecotopen. Het voldoet in principe aan alle criteria, inclusief de verwachting dat de graadmeter met bestaande en toekomstige monitoringgegevens kan worden geoperationaliseerd.

2.6 Aanvullende waardering

De hiervoor beschreven definitie van volledigheid geeft een redelijk objectieve maat voor de biologische kwaliteit van ecotopen. Als middel ter vergelijking van ecotopen, gebieden en systemen, alsmede het volgen van ontwikkelingen in de tijd, kan hij in principe voldoen. Om diverse redenen kan het echter wenselijk zijn een aanvullende waardering of weging toe te passen. Het doel hiervan kan zijn het leggen van accenten bij aspecten van de natuur die extra belangrijk gevonden worden of het aansluiten bij buiten- of binnenlands beleid. Een concrete wens zou kunnen zijn het evalueren van de bijdrage die met natuurontwikkelingsprojecten in het rivierengebied wordt geleverd aan de doelen van het waterbeleid van het ministerie van V&W of het natuurbeleid van het ministerie van LNV. Een dergelijke toegevoegde weging kan een sterk beleidsgericht karakter hebben. Het verdient aanbeveling, indien gewenst, een dergelijke weging als een losse toevoeging bij de bepaling van de graadmeter op te nemen. Een dergelijke weging wordt niet binnen deze studie toegepast.

2.7 Samenvatting

In dit hoofdstuk is gezocht naar kenmerken van rivierecotopen die bruikbaar zijn voor het ontwikkelen van een graadmeter voor de biologische kwaliteit van deze ecotopen. Biologische kwaliteit is gedefinieerd als:

de aanwezigheid van planten- en diersoorten, voor zover deze aanwezigheid een relatie heeft met de ecologische condities die kenmerkend geacht worden voor een ecotoop of gebied.

Voor de selectie van relevante kenmerken zijn een aantal criteria geformuleerd. Deze criteria volgen deels uit de wensen van de opdrachtgever, deels zijn zij van algemene aard en hebben zij betrekking op de praktische bruikbaarheid van de graadmeter. Er is vooral gezocht naar een graadmeter die recht doet aan de eigenschappen van de afzonderlijke ecotooptypen, zodanig dat verschillen tussen ecotopen van eenzelfde type tot uiting kunnen komen. Vervolgens zijn een viertal kenmerken onderzocht op hun bruikbaarheid: biodiversiteit, natuurlijkheid, kenmerkendheid en volledigheid. De graadmeter 'volledigheid' - van de aanwezigheid van kenmerkende soorten - lijkt het beste aan de criteria te voldoen en wordt daarom als basis genomen voor het ontwikkelen van een graadmeter.

De kwaliteit van rivierecotopen kan afgeleid worden van de in het veld geconstateerde aanwezigheid van planten- en diersoorten, of van de definitie of beschrijving van de ecotopen. Voorgesteld wordt de eerste benadering te volgen, omdat deze methode onderscheid kan maken tussen kwalitatief betere en slechtere ecotopen van hetzelfde type. Bovendien kan met deze methode aangesloten worden op monitoringdata.

Voor de meeste van de besproken graadmeters is het in principe mogelijk om deze te bepalen voor de afzonderlijke ecotopen, ofwel deze binnen grotere ruimtelijke eenheden te bepalen. Het eerste geeft meer informatie maar stelt hoge eisen aan de waarderingsmethode en de data, eisen waaraan naar verwachting niet altijd kan worden voldaan. Daarom worden in de volgende hoofdstukken beide methoden verkend.

3 Uitwerking van de waarderingsmethode

In dit hoofdstuk wordt de waarderingsmethode waar in het vorige hoofdstuk voor gekozen is, verder uitgewerkt. Er wordt ingegaan op een aantal theoretische en praktische keuzen die hierbij gemaakt dienen te worden. Deze hebben onder andere betrekking op de wijze van selecteren van de kenmerkende soorten, de wijze waarop het voorkomen van deze soorten wordt betrokken op de ecotopen, alsmede de wijze waarop de volledigheidswaarde wordt berekend.

3.1 Werkdefinities

De graadmeter volledigheid wordt afgeleid uit de aanwezigheid van kenmerkende soorten. Als werkdefinitie voor de *kenmerkendheid* van soorten geldt in deze studie:

een soort wordt als kenmerkend voor een ecotooptype beschouwd, indien de soort vaker binnen het ecotooptype voorkomt dan in andere ecotooptypen, ofwel binnen het ecotooptype hogere abundanties of dichtheden vertoont dan buiten het ecotooptype.

Bovenstaande definitie laat een strengere of ruimere interpretatie toe. Twee bestaande definities van kenmerkende soort uit de plantensociologie, nl. kensoort en differentiërende soort (Schaminée et al., 1995) vallen beide onder de gegeven definitie. Zo zijn kensoorten volgens deze definitie kenmerkende soorten op het niveau van het rivierengebied: soorten met een hogere trouwgraad (uitgedrukt in presentie) aan het betreffende ecotooptype dan aan enig ander ecotooptype in het rivierengebied. Differentiërende soorten zijn ook als kenmerkende soorten te beschouwen, echter hun trouwgraad is niet noodzakelijkerwijs het hoogst aan het betreffende ecotooptype, maar wel hoger dan aan vergelijkbare ecotopen (denk aan verschillende typen grasland).

Volledigheid wordt voor het doel van deze studie gedefinieerd als:

het aantal soorten dat aanwezig is in een ecotoop, voor zover deze soorten gerekend worden tot de voor het betreffende ecotooptype kenmerkende soorten.

Deze definitie vraagt een vooraf vastgestelde lijst van kenmerkende soorten per ecotooptype. Daarnaast dient aanwezigheid gedefinieerd te worden, zowel wat betreft het ruimtelijke (hoeveel, welke bedekking) als het temporele aspect (hoe vaak, hoe constant).

3.2 Soorten

Voor de bepaling van de volledigheid zullen planten- en diersoorten gebruikt worden. Soorten kunnen ook als kenmerkend beschouwd worden indien zij normaliter niet permanent aanwezig zijn in ecotooptypen. Dit geldt bijvoorbeeld voor vogelsoorten

die in een ecotooptype broeden maar niet in Nederland overwinteren of andersom. Daarnaast zijn er soorten die voor bepaalde levensfuncties (bijvoorbeeld foerageren) gebruik maken van het ene ecotooptype en voor andere (bijvoorbeeld overnachten) van het andere ecotooptype. Dergelijke soorten kunnen geselecteerd worden op grond van hun kenmerkendheid voor één of meer van de door hen gebruikte ecotootypen. Op gebiedniveau kunnen zij daarnaast geselecteerd worden op grond van hun kenmerkendheid voor het gezamenlijk voorkomen van verschillende ecotootypen (zie paragraaf 3.4).

3.3 Invulling kenmerkendheid en volledigheid

Bij de invulling van de begrippen kenmerkendheid en volledigheid doen zich een aantal keuzemomenten voor. Volledigheid kan betrekking hebben op het aantal soorten of op het aantal ecologische groepen, de aan/afwezigheid van een soort of de dichtheid, de ruimtelijke en temporele dimensie. In deze paragraaf worden de belangrijkste keuzen aan de orde gesteld die zich hierbij voordoen

Aantal kenmerkende soorten

Op grond van de eerdere definitie kent een ecotoop met een hoge kwaliteit meer kenmerkende soorten dan een ecotoop met matige kwaliteit. Het aantal kenmerkende soorten zegt mogelijk veel over de interne heterogeniteit van een ecotoop en de oppervlakte ervan. Kenmerkende of karakteristieke soorten worden immers veelal vastgesteld op grond van een groot aantal waarnemingen of opnamen. Het aantal kenmerkende soorten kan ook worden beïnvloed door biogeografische aspecten. In deze studie is dit aspect ondervangen door de volledigheid alleen voor het riviertraject de IJssel te bepalen, waarbinnen de Duursche Waarden liggen. Dat betekent dat de ecotootypen langs de IJssel een andere kwaliteitsnorm kunnen hebben dan die langs de Maas.

Soorten of ecologische groepen

Naast het bepalen van volledigheid op grond van het aantal kenmerkende soorten is dit ook mogelijk op basis van het aantal ecologische groepen. Aangezien het gaat om kwaliteitsbepaling van ecotopen lijkt een dergelijke benadering minder geschikt. Een ecotooptype is gedefinieerd in termen van abiotische, biotische en antropogene condities. De soorten die onder deze condities voorkomen, zijn op zich op te vatten als één ecologische groep. Door de samenstelling van deze groep wordt het ecotooptype gekenmerkt. Dat betekent dat een score op het aantal ecologische groepen geen extra informatie geeft. Bij zeer heterogene ecotopen of zeer grote gebieden zijn weliswaar meer ecologische groepen te verwachten (dit is afhankelijk van de gebruikte indeling van ecologische groepen) en kan het aantal ecologische groepen aanvullende informatie leveren. Het is dan echter nog steeds de vraag hoe deze informatie geïnterpreteerd moet worden waar het gaat om de kwaliteit van de ecotopen. Daarom wordt in deze studie niet met ecologische groepen maar uitsluitend met soorten gewerkt.

Soortenaantal

Volledigheid is eerder gedefinieerd als de fractie van het aantal kenmerkende soorten dat daadwerkelijk aanwezig is. Dit impliceert dat bij lage waarden voor het maximaal aantal kenmerkende soorten de volledigheid een weinig gevoelige parameter is en de waarde 0 relatief vaak zal voorkomen. Daarom worden geen volledigheden bepaald voor combinaties van ecotooptypen en soortengroepen waarvoor minder dan vier kenmerkende soorten kunnen worden gevonden.

Aanwezigheid of abundantie

Niet alleen het aantal soorten, maar ook de mate waarin een soort talrijk is kan als een indicatie gezien worden voor de volledigheid en kwaliteit van een ecotoop. Soorten zullen immers veelal talrijk zijn waar de habitatcondities het gunstigst zijn. Omgekeerd wordt vaak gesproken van marginale habitats als de dichtheden laag zijn. Deze mate van talrijkheid kan afgeleid worden uit het aantal exemplaren (abundantie), het aantal exemplaren per oppervlakte-eenheid (dichtheid) of de bedekkingsgraad (bij planten). Dit is echter een waardering vanuit de soort gezien. Vanuit het ecotoop gezien, kunnen ook weinig talrijke soorten zeer kenmerkend zijn. Als voorbeeld kan gelden een afgesloten strang met abundante watervegetatie die na overstroming wel hetzelfde aantal soorten heeft maar met een beduidend geringere abundantie. De overstroming is een karakteristiek regelmatig optredend verschijnsel dat leidt tot sterke fluctuaties in abundanties van kenmerkende soorten. Indien abundantie hierbij zou meewegen in de kwaliteit, zou deze sterk fluctueren afhankelijk van het moment van inventarisatie. Bovendien verschillen de karakteristieke dichtheid van soorten en de detectiekans bij inventarisaties sterk. Het aanhouden van een drempelwaarde zou de methode ook in deze opzichten nodeloos gecompliceerd maken. Daarom wordt alleen gekozen voor het wel- of niet aanwezig zijn als criterium voor de vraag of een soort 'meetelt' voor een ecotoop. Hierbij wordt de op één na laagste drempelwaarde aangehouden: twee exemplaren.

Reproductie

In de kwaliteitsbeoordeling is succesvolle reproductie niet als kwaliteitscriterium meegenomen. Als soorten slechts vegetatief voorkomen of niet succesvol reproduceren geeft dit vaak aan dat het betreffende ecotoop (voor de soorten) marginale omstandigheden kent. In de monitoring wordt de (mate van) reproductie slechts voor enkele groepen vastgesteld. Alleen voor amfibieën, vissen en vogels wordt er in meerdere of mindere mate rekening mee gehouden. Waar mogelijk zullen we dit criterium wel meenemen.

Ruimtelijke dimensie

Sommige diersoorten vertonen ook ruimtelijke eisen die het niveau van het ecotoop overstijgen, waardoor koppeling aan een of meer ecotooptypen onvoldoende is. Vooral soorten met grote homeranges (Otter), gescheiden functiegebieden (Bruine kiekendief) of beperkt of ruimtelijk wisselend voedselaanbod (ganzen) kunnen grote ruimtelijke variatie in hun verspreidingspatroon laten zien. Voor dergelijke soorten kan alleen aan alle habitateisen worden voldaan op het ruimtelijk niveau van het gebied of hoger. Tegelijkertijd kan aan deze soorten een extra waarde op gebiedsniveau worden toegekend, aangezien zij kwaliteiten indiceren die alleen op gebiedsniveau aanwezig kunnen zijn. Hierop wordt in paragraaf 3.4 verder ingegaan.

Temporele dimensie

Met name bij de fauna zijn in de tijd grote fluctuaties in aan- of afwezigheid mogelijk. Dat geldt vooral voor soorten van sterk dynamische (pionier)ecotopen. Voorbeelden daarvan zijn de sterk fluctuerende aantallen van Porseleinhoen of Rugstreeppad in het rivierengebied. Ook de dichtheden van steltlopers en wintergasten vertonen grote fluctuaties van jaar tot jaar. Extreme weersomstandigheden kunnen dit beeld nog versterken. Beoordeling van volledigheid vereist dus een zekere periode van waarnemen.

Waardering functiegebieden

In aansluiting op het voorgaande, doet zich de vraag voor hoe om te gaan met ecotooptypen die verschillende functies kunnen vervullen voor een soort. Te denken valt aan ecotooptypen die louter als voortplantingsgebied kunnen dienen, terwijl andere ecotooptypen als foerageergebied of rustplaats kunnen dienen. Er wordt in dit geval gesproken van functiegebieden. In het geval dat een soort binnen een gebied één van deze functies gebruikt, en voor andere functies buiten het gebied terecht kan, is zijn aanwezigheid slechts een indicatie voor de kwaliteit van het ene ecotooptype. Dan doet zich de vraag voor hoe de verschillende ecotooptypen waarvoor de soort kenmerkend is, gewaardeerd moeten worden. Hier wordt vooralsnog geen aparte waardering of weging aan de verschillende functiegebieden gegeven.

In het geval dat een soort - die verschillende ecotooptypen/functiegebieden nodig heeft - een dusdanig korte actieradius heeft dat hij alle levensfuncties op korte afstand van elkaar moet vervullen, is zijn aanwezigheid een indicatie van de aanwezigheid (en kwaliteit) van alle betreffende ecotooptypen. Soorten waarbij dit het geval is, krijgen de status van 'gebiedindicator'. Deze status wordt ook toegekend indien soorten kenmerkend zijn voor één of meer ecotooptypen en zij een dusdanige oppervlaktebehoefte hebben dat zij (vrijwel) altijd meer dan de oppervlakte van een enkel ecotoop vereisen. Deze soorten zijn dus, aanvullend op hun kwalitatieve eisen, kritisch ten aanzien van de oppervlakte, die als een kwaliteit van het gebied op zichzelf gezien kan worden.

3.4 Volledigheid van ecotopen en van gebieden

In paragraaf 2.4.2 is ingegaan op de vraag of de bepaling van volledigheid dient plaats te vinden op het niveau van het ecotoop of op het niveau van het gebied. In feite betreft het kwaliteitsbepalingen van een ander schaalniveau. Met een gebiedgerichte benadering worden andere kwaliteitsvragen beantwoord dan een ecotoopgerichte benadering. Een ecotoopgerichte beoordeling van kwaliteit veronderstelt sturing op ecotoopniveau, een gebied- of trajectgerichte beoordeling veronderstelt sturing op gebiedniveau. De uitwerking op het niveau van het gebied is in principe ook toepasbaar op het niveau van het riviertraject.

Volledigheid op ecotoopniveau

Bij een bepaling op het niveau van het ecotoop worden de gegevens over het voorkomen van soorten verzameld per afzonderlijk ecotoop ('ruimtelijk expliciet'). Het resultaat hiervan is een mate van volledigheid per soortengroep per ecotoop.

Hiermee kan dus een kwaliteitsoordeel gegeven worden over afzonderlijke ecotopen. Voor deze methode is het nodig dat gegevens voorhanden zijn over het voorkomen van de soorten en dat deze gegevens ruimtelijk expliciet zijn, bij voorkeur in een GIS-formaat. De methode gaat uit van de mogelijkheid om (digitale) kaarten van de ecotopen te koppelen aan de verspreidingskaarten van de planten- en diersoorten. Op basis daarvan kan vervolgens een (semi)geautomatiseerde bepaling van de volledigheid van de ecotopen plaatsvinden. Een nadeel van deze methode is dat het, indien toegepast op de afzonderlijke ecotopen, tot omvangrijke resultaten kan leiden, die eigenlijk alleen met kaarten goed kunnen worden weergegeven. Het alternatief zijn immers weinig inzichtelijke lijsten van ecotoopnummers en hun volledigheid.

Bij deze benadering is het mogelijk de gegevens te aggregeren per *ecotooptype*. Er wordt dan nagegaan of soorten voorkomen in ecotooptypen in een gebied. Komen zij in tenminste één ecotoop van het betreffende type in het gebied voor, dan wordt de soort meegerekend voor het betreffende ecotooptype. Het resultaat is dan volledigheden per ecotooptype.

Volledigheid op gebiedniveau

Bij de bepaling op het niveau van het gebied wordt alleen gelet op het voorkomen van kenmerkende soorten in het gebied. De gegevens over het voorkomen van soorten worden verzameld voor grotere ruimtelijke eenheden (kilometercellen, ecotoopcomplexen, de begrenzing van een natuurgebied) en bij de uitwerking van de gegevens wordt het voorkomen van kenmerkende soorten wel toegerekend aan de corresponderende ecotooptypen maar er wordt niet gelet op het feitelijk voorkomen in de ecotopen van dit type. Kenmerkende soorten die buiten het ecotooptype voorkomen, worden er toch aan toegerekend. Welke ecotopen nu precies bijdragen aan de score per ecotooptype is niet zichtbaar en speelt geen rol in de volledigheidswaarde. Deze benadering lijkt ook door FLORON (Tamis & Groen, 1996) gekozen te zijn voor het rivierengebied. Deze benadering is ruimtelijk niet expliciet. Dat betekent dat terugkoppeling naar beheer of inrichting op ecotoopniveau slechts beperkt mogelijk is. Toename van stroomdalsoorten of bossoorten geeft dan bijvoorbeeld geen uitsluitel meer over het areaal of de kwaliteit van stroomdalgraslanden, respectievelijk zachthoutooibossen. Deze kwaliteit kan dan ook in andere ecotopen zijn ontwikkeld.

Voor een bespreking van de theoretische voor- en nadelen van beide methoden wordt verwezen naar paragraaf 2.4.2 en naar de discussie (paragraaf 6.2).

Figuur 1 geeft schematisch het verschil aan tussen een bepaling van de volledigheid per ecotoop en per gebied.

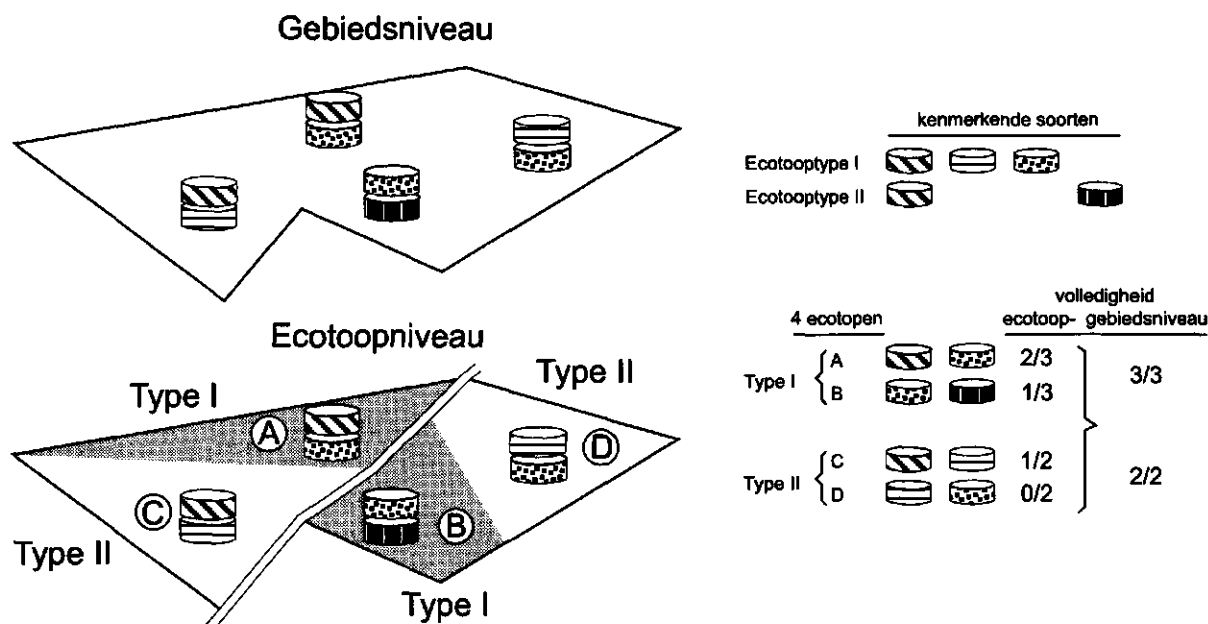


Fig. 1 Illustratie van de bepaling van de graadmeter volledigheid per ecotoop en per gebied.

3.5 Berekeningswijze

De berekening van de graadmeter volledigheid (V) is als volgt op *ecotoopniveau*:

$$\text{volledigheid [ecotoop]} = \frac{\sum_{i=1}^{i=N} \text{gewicht (soort } i\text{)}}{\sum_{i=1}^{i=\text{Max}} \text{gewicht (soort } i\text{)}}$$

waarbij: N: aantal voorkomende kenmerkende soorten
Max: maximale aantal kenmerkende soorten

Het toekennen van gewichten wordt in het algemeen afgeraden, aangezien het de methode complexer maakt. Het dient alleen toegepast te worden indien er een degelijke empirische basis voor is. Dit zal, zeker bij de fauna, in het algemeen niet het geval zijn. In deze studie zal het in één geval gebeuren, voor de flora (zie hoofdstuk 4).

Als er geen gewichten worden gebruikt, is de volledigheid dus gelijk aan: N/Max . Deze fractie wordt bepaald per taxonomische soortengroep (hogere planten, zoogdieren etc.) maar kan ook voor meer soortengroepen samengenomen worden. Welke soorten binnen een groep bijdragen aan deze fractie is niet relevant. De kwaliteit van ecotopen is 100% wanneer alle kenmerkende soorten voorkomen.

Bij aggregatie per ecotooptype is de berekening hetzelfde, zij het dat voor de bepaling van het aantal voorkomende soorten alle ecotopen van het betreffende type worden meegeteld.

Op *gebiedniveau* kan de volledigheid bepaald worden per ecotooptype en voor alle ecotooptypen tezamen. De berekening van de graadmeter volledigheid per ecotooptype is hetzelfde als bovenstaand. Daarvoor wordt bij de bepaling van n (het aantal voorkomende soorten) gelet op het voorkomen van soorten in alle ecotopen van het type.

Voor alle ecotopen tezamen kan op gebiedniveau desgewenst een weging van de ecotooptypen plaatsvinden, bijvoorbeeld naar de oppervlakte van de ecotooptypen. De berekening is dan als volgt:

$$V_{\text{gebied}} = \frac{\sum (V_{\text{ecotooptype } i} * G_{\text{ecotooptype } i})}{\sum G_{\text{ecotooptype } i}}$$

hierbij is	$V_{\text{ecotooptype } i}$:	volledigheid van ecotooptype i
	$G_{\text{ecotooptype } i}$:	optionele wegingfactor voor ecotooptype i

Naast de oppervlakte kan voor de optionele wegingfactor ook gedacht worden aan de zeldzaamheid of natuurlijkheid van ecotooptypen. In deze studie wordt geen weging per ecotooptype toegepast.

3.6 Referenties

Deze graadmeter kan bepaald worden zonder dat een vergelijking met een referentiesituatie of beleidsdoel plaatsvindt. Een hogere of lagere mate van volledigheid kan immers altijd geïnterpreteerd worden als een hogere of lagere mate van biologische kwaliteit. Het kan echter gewenst zijn om een vergelijking te kunnen maken met een bestaand goed ontwikkeld ecotoop of gebied. Men kan dan een idee krijgen van de relatieve kwaliteit van bestaande ecotopen en gebieden ten opzichte van dergelijke goed ontwikkelde voorbeelden. Het ontbreekt echter aan gegevens waarmee voldoende zicht verkregen kan worden op het daadwerkelijk voorkomen van flora en fauna in bestaande ecotopen. Dergelijke gegevens zouden de basis kunnen zijn voor de selectie van referentie-ecotopen in bestaande gebieden. Om dergelijke gegevens te verkrijgen zou tenminste een aantal natuur(ontwikkelings)gebieden die reeds uitputtend zijn geïnventariseerd op flora en fauna volgens de RES-typologie, gekarteerd moeten worden, of in reeds gekarteerde gebieden de flora en fauna geïnventariseerd moeten worden. Een dergelijk uitgebreid onderzoek valt buiten het bestek van deze studie.

Een referentie op het niveau van gebieden, waarbij ook de oppervlakte van de samenstellende ecotopen genormeerd wordt, zoals gebruikt wordt bij de bepaling van de EKI (Ten Brink et al., 1998) wordt niet zinvol geacht. Wel kan hiermee inzicht

verkregen worden in de realiteit tussen volledigheden per ecotooptype en de totale oppervlakte aan ecotooptypen in natuur(ontwikkelings)gebieden.

3.7 Samenvatting

In dit hoofdstuk zijn een aantal keuzen gemaakt met betrekking tot de theoretische en praktische uitwerking van volledigheid als graadmeter voor de kwaliteit van ecotopen.

Er wordt gekozen voor de volgende werkdefinitie van kenmerkendheid:

een soort wordt als kenmerkend voor een ecotooptype beschouwd indien de soort vaker binnen het ecotooptype voorkomt dan in andere ecotooptypen, ofwel binnen het ecotooptype hogere abundanties of dichtheden vertoont dan buiten het ecotooptype.

Voor de volledigheid luidt de werkdefinitie:

het aantal soorten dat aanwezig is in een ecotoop, voor zover deze soorten gerekend worden tot de voor het betreffende ecotooptype kenmerkende soorten.

De belangrijkste keuzen ten aanzien van de praktische uitwerking van deze definities zijn de volgende:

- volledigheid wordt bepaald op basis van aanwezigheid van soorten, niet van functionele of taxonomische groepen.
- als criterium voor aanwezigheid van een kenmerkende soort geldt de waarneming van ten minste twee exemplaren; er worden geen aanvullende eisen gesteld aan de talrijkheid waarmee de soort aanwezig is.
- er wordt een aparte waardering toegekend aan de aanwezigheid van soorten wier habitateisen het niveau van het ecotoop te boven gaan. Deze worden gebiedsindicatoren genoemd. Dit betreft alleen fauna.
- voorsnog wordt niet geëist dat aan alle levensfuncties van een aanwezige soort in het ecotoop of gebied voldaan wordt. Wel wordt - indien de beschikbare gegevens het toelaten - het optreden van reproductie hoger gewaardeerd dan andere levensfuncties, zoals foerageren of overwinteren.

Volledigheid kan bepaald worden per ecotoop of per gebied. Er wordt ingegaan op de praktische consequenties van een uitwerking op ecotoop- en op gebiedsniveau. Geconstateerd wordt dat bepaling van de volledigheid op ecotoopniveau weliswaar de meeste informatie geeft maar ook de meeste methodische bezwaren kent.

De berekeningswijze van volledigheid komt in essentie neer op het quotient van het aantal aanwezige kenmerkende soorten en het maximaal aanwezige aantal soorten. Daarbij wordt de mogelijkheid besproken van een onderlinge weging van de kenmerkende soorten op basis van de mate waarin zij kenmerkend geacht worden. Voorgesteld wordt gewichten alleen toe te kennen indien daarvoor een goede empirische basis bestaat. Daarnaast is een additionele weging op basis van

(beleids)prioritering mogelijk. Een dergelijke weging wordt in deze studie niet voorgesteld of uitgewerkt. De mogelijkheid wordt slechts aangegeven.

4 Selectie van kenmerkende soorten

In het vorige hoofdstuk is het begrip volledigheid uitgewerkt. Daarbij is volledigheid gedefinieerd als: *het aantal soorten dat aanwezig is in een ecotoop, voor zover deze soorten gerekend worden tot de voor het betreffende ecotooptype kenmerkende soorten.*

Alvorens de volledigheid van ecotopen kan worden bepaald, dient dus vastgesteld te worden welke soorten als kenmerkend voor de verschillende ecotooptypen beschouwd worden. Dit hoofdstuk behandelt de toekenning van kenmerkende soorten aan de RES-ecotopen. Hierbij is een beperking gemaakt tot een representatief deel van het RES. Voor dit deel zijn soorten geselecteerd uit de volgende taxonomische groepen: hogere planten, zoogdieren, vogels, amfibieën en reptielen, vissen, dagvlinders en macrofauna.

4.1 Rivierecotopen

4.1.1 Selectie

Binnen het bestek van deze studie was het niet mogelijk alle ecotooptypen van het RES uit te werken. Er is daarom gekozen voor een representatieve selectie van 13 typen. Bij deze selectie is gelet op de indelingscriteria van het RES (morfo- en hydrodynamiek, antropodynamiek), de belangrijkste differentiërende factoren voor flora en fauna (bodemkenmerken, vochthuishouding en vegetatiestructuur) en de aanwezigheid van ecotooptypen in de Duursche Waarden.

Er is geprobeerd een zodanige selectie te maken dat voldoende variatie aanwezig is in de genoemde aspecten. Tabel 2 geeft de geselecteerde ecotooptypen. Hiervan ontbreken er twee in de Duursche Waarden: Zandplaat/zandstrand (Zs-2) en Oeverwalhooiland (Og-2). Deze zijn om methodische redenen toch meegenomen.

Deze selectie dient in de eerste plaats om zicht te krijgen op de bruikbaarheid van de methode. Dat geldt ook voor de toekenning van kenmerkende soorten aan de geselecteerde ecotooptypen. Beide moeten niet als definitief en zeker niet als volledig beschouwd worden. Het uiteindelijke doel is te komen tot een waarderingsmethode voor het gehele zgn. RWES (RijksWateren Ecotopenstelsel). Daarbij zullen - voor zover mogelijk - alle ecotooptypen worden uitgewerkt. In een definitieve versie kan de toekenning van kenmerkende soorten nog wijzigingen ondergaan.

Tabel 2 Selectie van (deel)ecotopen met onderscheidende kenmerken: morfodynamiek (a = zeer sterk dynamisch, b = sterk dynamisch, c = matig dynamisch, d = weinig dynamisch) en hydrodynamiek (0 = diep open water, 1 = permanent water, 2 = oeverzone, 3 = frequent overspoelde zone, 4 = periodiek overspoelde zone, 5 = zelden overspoelde zone, 6 = overstromingsvrije zone). Naar Rademakers & Wolfert (1994)

RES-code	Rivierecotoop	morfodynamiek	hydrodynamiek
Zs-2	zandplaat/zandstrand	b	2
Zs-6	krib	a b c	2 3
Ws-1	aangekoppelde strang	c	1 2
Ws-3	stagnante strang	d	4 5 6
Og-1	oeverwalstroombalgrasland	b	4 5
Og-2	oeverwalhooiland	b	4
Ob-3	oeverwalzachthoutoibos	b	4
Ob-4	oeverwalzachthoutstruweel	b	4
Ub-3	uiterwaardzachthoutoibos	c	3
Ub-4	uiterwaardzachthoutstruweel	c	3
Mb-2	moerassig zachthoutoibos	c d	3
Mb-3	moerassig zachthoutstruweel	c d	3
Mr-1	moerasruigte	c d	3 4

4.1.2 Beschrijvingen

De ecotopen uit tabel 2 zijn door Rademakers & Wolfert (1994) beschreven in termen van morfo- en hydrodynamiek en gebruiksdynamiek. Voor de gedachtebepaling wordt in het kort nog even ingegaan op het begrip ecotoop. Essentieel bij de definitie van de ecotooptypen zijn de hydrologische en geomorfologische condities (morfo- en hydrodynamiek) en het beheer (antropodynamiek), alle onderscheiden op een zeker schaalniveau. Daarnaast heeft vegetatiestructuur een rol gespeeld bij de indeling (mond. meded. H. Wolfert, DLO-Staring Centrum, 1998). Op grond van hun definitie hebben alle ecotooptypen een potentiële ecologische betekenis. Deze betekenis vormt de basis voor het bepalen van kenmerkende soorten. Daarbij doet zich de vraag voor of deze karakteristiek voldoende informatie verschaft voor een vergelijking met de autecologie van soorten. Het RES voldoet hier niet in alle opzichten aan. Er worden ecotopen onderscheiden van verschillende schaalniveaus - van standplaatsniveau tot landschapsschaal - en soms worden de ecotoopcomponenten niet altijd genoemd of impliciet verondersteld. Zo is het gewenst om van een hardhoutproductiebos te weten of dit structuurarm of -rijk, danwel oud of jong is. Van een kwelgeul of strang is het wenselijk te weten of deze omgeven is door struweel of grazige oevers heeft. Binnen dit onderzoek is uiteraard zoveel mogelijk aangesloten bij de beschrijving van ecotopen zoals die door Rademakers & Wolfert (1994) is gegeven. Echter in een aantal gevallen was het noodzakelijk om tot een aanscherping van de ecotoopdefinitie te komen.

Hieronder volgt een korte beschrijving volgens Rademakers & Wolfert (1994). Waar het noodzakelijk was de ecotoopbeschrijvingen enigszins aan te scherpen, is dit aangegeven.

Zs-2: Zandplaat/zandstrand

Abiotiek: Weinig begroeide open zandige ecotopen in of langs de hoofdgeul met een grote mate van rivierdynamiek. Zandstranden zijn min of meer permanent open zandige oevers van de hoofdstroom of waterplassen in open verbinding met de rivier. In grote riviersystemen zijn ze tot enkele tientallen meters breed, meestal echter enkele meters. Ook scheepvaart en wind dragen bij aan het permanente karakter van dit ecotooptype. Zandplaten zijn min of meer vlakke open zandige sedimenten in of nabij de rivieroever. Ze worden geheel of gedeeltelijk omgeven door water en zijn hierdoor in zekere mate geïsoleerd. Ze kennen meer nog dan oevers een grote mate van morfodynamiek. In het Nederlandse rivierengebied hebben zandplaten een semi-permanent karakter. Slechts door zandwinning of andere maatregelen behouden ze hun open karakter. Dit ecotooptype overstroomt frequent.

Begroeiing: Dit ecotooptype is begroeid met pioniersoorten van zowel semi-aquatische als terrestrische milieus. Het zijn overwegend spontane en lage begroeiingen met een geringe bedekking. Ze worden meestal niet beheerd, incidenteel wel begraasd. Een voorbeeld is de Plaat van Ewijk.

Zs-6, Krib

Abiotiek: Strekdammen of havenhoofden in de hoofdwatgangen. Ze bestaan uit een stenig substraat van basalt of stortsteen. Het zijn dynamische milieus die frequent overstroomd ook door golfslag van schepen maar met nauwelijks morfodynamiek. Kribben zijn gradiëntrijk, zowel boven als onder water. Soms fungeren ze als kunstmatige vervangingsecotopen van natuurlijke rotswandhabitats. Door de aard en structuur van het substraat en variatie aan micromilieus bieden ze aan tal van soorten onderdak. Tal van kribben fungeren als rust- of vluchthabitat voor vogelsoorten Aalscholver, kraaien en meeuwen, waardoor er sprake is van guanotrofie.

Begroeiing: Meestal hebben kribben een matige dichte, lage begroeiing en komen er soorten van ruigten en pionierruigten voor. Soms is er opslag van enkele struiken. In de meeste gevallen wordt opslag van bomen en struiken verwijderd waardoor het structuurarme elementen zijn.

Og-1 en Og2: Stroomdalgrasland en oeverwalhooiland

Abiotiek: Deze samenvoeging van twee ecotooptypen betreft alle hooggelegen graslanden, veelal op stroomruggen gelegen, maar ook voorkomend langs dijken. Ze raken in beperkte mate overstroomd (<20 dagen/jaar). Het gaat om zandige, droge, goed doorluchte bodems die kalkrijk en matig voedselrijk zijn. Og-1 is een hoger gelegen en minder vaak overstroomd ecotooptype met een meer zandige bodem dan Og-2.

Begroeiing: Extensief beheerde gras- en hooilanden. Het zijn veelal structuurrijke en bloemrijke graslanden in open tot kleinschalige gebieden. Opslag van struiken kan voorkomen evenals heggen of perceelsrandbegroeiing. Og-1 heeft betrekking op het karakteristieke stroomdalgrasland (Sedo-Saxifragetum). Og-2 betreft het Arrhenaterion eliatoris.

Ob3/4, Ub-3/4, Mb-2/3: Zachthoutoobos en struweel

Abiotiek: Regelmatig overstroomde bossen en struwelen in de laaggelegen delen van de uiterwaard. Het zijn bossen die matig vaak tot frequent overstroomd (20-150 dagen per jaar). Op basis van overstromingsduur en beheer (kappen/begrazen) worden zes

deelecotopen onderscheiden. Het oeverwalzachthoutooibos en -struweel (Ob-3/4) komt voor op weinig overstroomde plekken. Zachthoutooibos en -struweel van uiterwaarden (Ub-3/4) komt voor in frequent overstroomde gebieden. Moerassig zachthoutooibos en -struweel (Mb-2/3) komt voor in veelal kwelgevoede en geïsoleerde systemen.

Begroeiing: Bossen en struwelen, dan wel mozaïeken daarvan van vnl. wilgensoorten, zwarte populier en es. Zachthoutooibossen zijn structuurrijk, herbergen dood hout en kennen meestal een ruige ondergroei. Slechts op zeer frequent overstroomde plekken ontbreekt soms een kruidlaag. Het zijn overwegend soortenarme systemen.

Mr-1: Moerasruigte

Abiotiek: Natte en vochtige ruigte in regelmatig overstroomde uiterwaard. Het betreft zowel oevers van strangen als natte ruigten in laagten of geulen. Het zijn min of meer geïsoleerd liggende begroeiingen waarin zowel invloed van rivierwater als kwelwater uit binnendijs gebieden merkbaar is.

Begroeiing: Weinig beheerde, soms extensief begraasde ruigten met opgaande helofyten zoals grote zeggen, liesgras, lisdodde, egelskop en verspreid wat riet. Rietvegetaties behoren niet tot dit ecotooptype maar tot rietmoeras (Mr-2).

Ws-1 en Ws-3: Aangekoppelde en Stagnante strang

Het RES-ecotopenstelsel is voor aquatische ecotopen weinig gedifferentieerd. De abiotische en biotische omstandigheden kunnen binnen de definitie van de ecotopen Ws1 en Ws3 een dusdanig grote verscheidenheid vertonen, dat er sprake is van verschillende ecologische zones. Met name de factor waterdiepte is sterk bepalend voor het voorkomen van planten en, grotendeels daarmee samenhangend, het voorkomen van vissoorten. Voor de selectie van kenmerkende aquatische organismen was een aanscherping van de abiotische karakteristieken in de ecotoopdefinitie noodzakelijk. Dit is weergegeven in tabel 3. Zowel de aangekoppelde strang als de stagnante strang kunnen worden opgedeeld in een oeverzone met oever- en waterplantenvegetaties en open water eventueel met waterplantenvegetaties. Deze zones worden afzonderlijk gekenmerkt door bepaalde planten, vissen en macrofauna. Samen vormen deze soorten de kenmerkende soorten van het ecotooptype. Voor de selectie van de soorten zijn beide zones onderscheiden, de geselecteerde soorten zijn vervolgens samengevoegd op ecotoopniveau.

Tabel 3 Overzicht van abiotische kenmerken van de ecotopen Aangekoppelde strang (RWs-1) en Stagnante strang (RWs-3)

	aangekoppelde strang	stagnante strang
waterkwaliteit	zeer hoge trofiegraad	matige tot hoge trofiegraad
	gering doorzicht < 1m	redelijk tot goed doorzicht
	zuurstofgehalte redelijk en constant	zuurstofgehalte redelijk en fluctuerend
	temperatuur blijft relatief laag	temperatuur fluctueert
	saliniteit relatief hoog	saliniteit relatief laag
waterkwantiteit	zeer frequent overstroomd	zelden tot nooit overstroomd
	sterke en frequente peilfluctuaties	weinig en geringe peilfluctuaties
	lage stroomsnelheid	vrijwel stagnant water
	permanent watervoerend	ondiepe delen vallen soms droog
morfologie	flauwe oevers	flauwe oevers
	ondiep tot matig diep	ondiep tot matig diep
	minerale bodem vooral klei	weke, organische bodem, slib
	sedimentatie relatief veel materiaal	sedimentatie gering

4.2 Geselecteerde soortengroepen

Tabel 4 geeft aan welke soortengroepen op welk niveau worden gebruikt voor de selectie van indicatorsoorten. Er is gekozen voor hogere planten en de faunagroepen zoogdieren, vogels, amfibieën en reptielen, vissen, dagvlinders en macrofauna. Het voorkomen van de soorten in deze groepen wordt in een redelijk mate bepaald door de factoren die tot uiting komen in de RES-indeling. Daarnaast hebben zij een zodanig hoge soortenrijkdom dat verwacht mag worden dat er per ecotooptype een voldoende aantal soorten als kenmerkend is aan te merken, om in de meeste ecotopen een volledighedsfractie te kunnen bepalen.

Daarnaast worden soorten geselecteerd die kenmerkend zijn op het niveau van het gebied. Dit betreft enerzijds soorten die grotere oppervlaktes nodig hebben dan de afzonderlijke ecotopen. Anderzijds zijn het soorten die meer dan één ecotooptype nodig hebben voor het verrichten van verschillende levensfuncties, de zogenaamde pendelsoorten. Deze soorten kunnen ten dele samenvallen met de soorten die geselecteerd zijn op ecotoopniveau. Ze zijn geselecteerd uit de taxonomische groepen zoogdieren, vogels, amfibieën en reptielen. Deze groepen hebben als voordeel dat ze relatief goed onderzocht zijn en opgenomen zijn in de bestaande meetnetten.

Tabel 4 Keuze van soorten en schaalniveaus

soorten	decotoop	ecotooptype	gebied
hogere planten	alle soorten	alle soorten	alle soorten
fauna: 7 groepen	soorten met zeer klein areaal uit alle groepen	soorten met klein areaal uit alle groepen	soorten met groot areaal of pendelsoorten uit de groepen zoogdieren, vogels en amfibieën en reptielen

4.3 Methode voor de selectie van soorten

Het begrip volledigheid is uitgewerkt volgens twee methoden:

1. bepaling van kenmerkende soorten met behulp van literatuur, per ecotooptype en op gebiedniveau (hogere planten en fauna); verder aangeduid met 'methode literatuurstudie'.
2. uitgaande van de systematiek van ecologische groepen volgens Runhaar (1987), per ecotooptype (alleen hogere planten); verder aangeduid met 'methode Runhaar'.

De reden voor het volgen van twee methodes is, dat de eerste methode voor de meeste ecotooptypen een vrij strenge selectie van soorten kan inhouden, waarbij met uitzondering van de stroomdalgraslanden het aantal kenmerkende soorten beperkt blijft. Omdat een kleine selectie bij de monitoring tot problemen kan leiden (doordat er te weinig ecotopen zijn waarin kenmerkende soorten voorkomen, en door het geringe aantal soorten sprake is van schoksgewijze in plaats van geleidelijke verschuivingen) is daarnaast ook een alternatieve benaderingen gevolgd. Hierbij wordt meer rekening gehouden met de variatie die binnen een ecotooptype kan voorkomen in operationele standplaatscondities.

In de discussie (paragraaf 6.5) wordt ingegaan op de verschillen in uitkomst tussen de hier besproken methoden. Paragraaf 4.3.1 beschrijft de eerste methode, paragraaf 4.3.2 de tweede.

4.3.1 Bepaling van kenmerkende soorten met behulp van literatuur

Werkwijze

De graadmeter volledigheid wordt bepaald met soorten die min of meer kenmerkend zijn voor het betreffende ecotooptype of groepen van ecotopen (gebieden). Dit is als volgt uitgewerkt.

1. Selectie en - indien nodig - aanvullende beschrijving van de rivierecotopen. Er is een beperkte groep van (dertien) deelecotopen geselecteerd die ook in de Duursche Waarden aanwezig zijn. Deze zijn beschreven in paragraaf 4.1.2.
2. Vaststellen van kenmerkende soorten voor ecotooptype. Per ecotooptype of complex van ecotopen is aan de hand van de eerder genoemde criteria op basis van literatuur vastgesteld wat kenmerkende soorten zijn. Voor deze laatste stap kunnen drie benaderingen gevolgd worden:
 - Soorten worden als kenmerkend beschouwd als ze een relatief hoge presentie hebben binnen de ecotopen van een type. Dit kunnen zowel soorten zijn met een brede als smalle ecologische amplitude. Kenmerkendheid van soorten is hier dus opgevat als het (mede) bepalend zijn voor de identiteit van een ecotooptype op grond van gecorreleerd voorkomen van de soorten en het ecotooptype. Dit is overeenkomstig de definitie in hoofdstuk 2. Deze benadering vraagt om veldgegevens over het voorkomen van soorten.
 - Soorten zijn kenmerkend voor ecotooptypen als ze een expressie zijn van de conditionele en operationele factoren waarmee de ecotooptypen zijn beschreven. Abiotiek, beheer en vegetatiestructuur zijn daarvan de dragers.

Kenmerkende soorten worden als karakteristiek beschouwd voor essentieel geachte en niet voor marginale of toevallige ecotoopkenmerken. Deze benadering verschilt van de vorige, omdat hij gebaseerd is op de bekend veronderstelde oorzakelijke verbanden tussen omgevingsfactoren en het voorkomen van soorten. Het verband tussen de factoren en het voorkomen van de soorten kan op veldwerk gebaseerd zijn, maar dit heeft niet noodzakelijkerwijs plaatsgevonden binnen volgens het RES gekarteerde ecotopen.

- Indien geen soorten, levensgemeenschappen of relevante omgevingsfactoren of worden beschreven voor de betreffende rivierecotopen vormt het 'deskundigenoordeel' over kenmerkendheid een leidraad voor de keuze. Hieronder wordt verstaan: een niet op veldwerk gebaseerde inschatting van de correlatie tussen soorten en ecotooptypen.

De eerste benadering is de meest voor de hand liggende en ook meest betrouwbare methode. Het laat immers weinig ruimte voor interpretatieproblemen en vraagt niet meer dan het onderzoeken van de correlatie tussen twee sets van empirische data. Het vraagt echter om data van zowel het voorkomen van soorten als van RES-ecotopen. Deze data zijn onvoldoende voorhanden. Vandaar dat moest worden uitgeweken naar onderzoek waarbij andere ecotopen- of vegetatiestelsels of in het geheel geen ruimtelijke typologie zijn gebruikt. Hierbij doet zich het probleem voor dat, vooral bij de fauna, de beschikbare referenties onvoldoende zijn te herleiden tot de relatief nieuwe en onbekende indeling in rivierecotopen. Traditioneel worden soorten of levensgemeenschappen beschreven op basis van biotopen of grove vegetatiestructuurtypen. Daarom is in aanvulling op deze methode ook de tweede genoemde methode gevolgd. Hierbij doet zich een ander probleem voor. De indeling in rivierecotopen is vooral gebaseerd op de morfo- en hydrodynamiek (Knaapen & Rademakers, 1990). Deze factoren zijn echter niet in alle gevallen relevant voor het voorkomen van planten en dieren, of hun effecten zijn nog grotendeels onbekend en worden daarom in de literatuur weinig genoemd (wel bijvoorbeeld inundatie). Een 'deskundigenoordeel' kan in die gevallen aanvullende informatie geven (bijv. Bal et al., 1997).

De genoemde benaderingen zijn in onderlinge aanvulling gebruikt.

Bronnen

Voor een systematische bepaling van kenmerkende soorten zijn slechts enkele bronnen beschikbaar, ieder met hun beperkingen. Voor kenmerkende plantensoorten kan gebruik worden gemaakt van de systematiek van plantengemeenschappen in Nederland (Schaminée et al., 1995). Voordeel hiervan is dat de beschrijving is gebaseerd op veldopnamen. Nadeel is dat de systematiek niet aansluit bij die van het RES, alleen gericht is op de biotische component van een ecotooptype, zeldzame soorten doch karakteristieke soorten meestal niet in opnamen voorkomen (ze differentiëren niet) en uitgestorven soorten uiteraard niet in het materiaal voorkomen. Alleen de actuele situatie wordt beschreven. Als aanvullende bron is gebruik gemaakt van de expertise uit het Handboek Natuurdoeltypen (Bal et al., 1995). Voor alle doelsoorten van het beleid is expliciet een vertaling gemaakt naar het RES (Bal, 1997). Voordeel van deze lijsten zijn een één-op-één-vertaling naar de ecotooptypen,

zowel actueel voorkomende als uitgestorven soorten zijn opgenomen, er zijn gegevens over flora en fauna en de ecotopen zijn onderling vergeleken. Nadelen van deze lijsten met soorten zijn de ondoorzichtigheid in de toekenning aan de ecotooptypen (veelal eigen aan deskundigenoordeel), het feit dat het meestal (zeer) zeldzame soorten betreft (gebaseerd op itz-criteria) en dat de koppeling van soorten aan de abiotiek onduidelijk is.

Van de overige gebruikte bronnen zijn de belangrijkste: Rademakers & Wolfert (1994), Duel (1991), De Graaf et al. (1990). Daarnaast zijn een groot aantal bronnen gebruikt voor afzonderlijke soorten. Tamis & Groen (1996) is verkend maar niet gebruikt voor de methode 'literatuuronderzoek'. In dit rapport worden kenmerkende soorten onderscheiden voor ecosysteemttypen in het rivierengebied. Bij de samenstelling van de soortengroepen is gebruik gemaakt van het overzicht van de in het rivierengebied voorkomende ecotooptypen van Runhaar (1991), hetgeen ook wordt gebruikt voor de 'methode Runhaar'. Met laatstgenoemde methode wordt deze basisinformatie dus al gebruikt (zie paragraaf 4.3.2).

Presentatie van de resultaten

In paragraaf 4.4 worden de geselecteerde soorten genoemd. Dit wordt behandeld per soortengroep en gepresenteerd in tabelvorm. De plantensoorten worden in dit hoofdstuk aangeduid met hun Latijnse naam. In aanhangsel C is een tabel opgenomen met alle Latijnse en Nederlandse namen van genoemde plantensoorten.

4.3.2 Bepaling van kenmerkende soorten met ecologische groepen ('methode Runhaar')

Methode

Allereerst is een selectie gemaakt door gebruik te maken van de ecologische groepen volgens Runhaar et al. (1987). Daartoe is per rivierecotooptype bepaald welke combinaties van vegetatiestructuur en operationele standplaatsfactoren (vochttoestand, zuurgraad, voedselrijkdom) verwacht kunnen worden, en welke corresponderende ecologische groepen derhalve verwacht kunnen worden.

Om gebruik te kunnen maken van de indeling in ecologische groepen volgens Runhaar et al. (1987) is een omzettingstabel gemaakt waarin de rivierecotooptypen zijn vertaald in ecotooptypen volgens de landelijke indeling van Stevers et al. (1987). Deze ecotooptypen, die zijn gebaseerd op verschillen in vegetatiestructuur en operationele standplaatsfactoren, zullen verder worden aangeduid worden als 'CML-ecotooptypen'. Op basis van de binnen de rivierecotopen voorkomende CML-ecotooptypen is vervolgens bepaald welke ecologische groepen verwacht kunnen worden. Als bijvoorbeeld het rivierecotooptype 'Moerassig zachthoutooibos' bestaat uit loofbossen op natte, zeer voedselrijke bodem (type B28 uit de indeling van Stevers et al.) dan mag verwacht worden dat in het type ook veel soorten uit de corresponderende groep 'Soorten van loofbos op natte, zeer voedselrijke bodem' (soortengroep H28 uit de indeling van Runhaar et al.) voorkomen.

Relatie tussen de rivierecotootypen en de ecotootypen volgens Stevers et al.

In tabel 5 is aangegeven welke ecotootypen uit de landelijke CML-ecotopenindeling naar verwachting voorkomen binnen de rivierecotootypen, uitgaande van de omschrijving van de rivier-ecotootypen in het RES (Rademakers & Wolfert, 1994). Zoals uit de tabel duidelijk wordt is er zeker geen sprake van een één-op-één-koppeling. Binnen een rivierecotootype komen in het algemeen meerdere CML-ecotootypen voor. De belangrijkste oorzaken hiervoor zijn dat het RES is bedoeld voor veel grotere ruimtelijke eenheden (beoogde karteringsschaal 1:25.000 tot 1:100.000) dan de CML-ecotopenindeling (ca. 1:5.000) en dat, samenhangend daarmee, het RES veel meer is gebaseerd op conditionerende kenmerken (hydrodynamiek, morfodynamiek, beheer). Het laatste staat in tegenstelling tot de meer operationele factoren als vochttoestand, voedselrijkdom, aëratie en zuurgraad die in de CML-ecotopenindeling worden gebruikt. Gevolg daarvan is dat de rivierecotopen tamelijk heterogeen zijn in termen van standplaatscondities en soortensamenstelling, en daarmee ook een aanzienlijke spreiding kennen in termen van CML-ecotootypen. Ook komen dezelfde CML-ecotootypen vaak in veel verschillende rivierecotootypen voor, doordat de criteria die zijn gebruikt bij de omgrenzing van de rivierecotopen vaak niet differentiërend zijn voor de indeling in CML-ecotootypen. Zo komt het CML-ecotootype B48, 'loofbossen op vochtige, zeer voedselrijke bodem' voor in zeker acht rivierecotootypen, omdat binnen de CML-indeling geen onderscheid wordt gemaakt naar overstromingsfrequentie (zachthout-hardhout), naar geomorfologie/hydrologie (oeverwal, uiterwaard, moerassige uiterwaard en hoogwatervrij terrein), of naar beheer (productiebos, niet-productiebos).

Een goede vertaling van rivierecotootypen naar CML-ecotootypen is lastig, omdat de rivierecotopen niet altijd eenduidig gedefinieerd zijn en niet bekend is hoe groot de variatie binnen een rivierecotoop kan zijn. Onduidelijkheden ten aanzien van de omgrenzing van de rivierecotopen bestonden vooral bij de hierna volgende omgrenzingen.

- In het RES staat niet duidelijk omschreven wat bedoeld wordt met de begrippen hardhout- en zachthoutoibos. Deze termen kunnen gebruikt worden om het onderscheid in dominante boomsoort aan te geven (verschil tussen bomen met zacht hout, d.w.z. wilgen en populieren, versus hardhoutsoorten), en om het verschil in standplaatscondities aan te geven (bossen op natte en/of frequent overstromde bodem versus bossen op drogere en/of incidenteel overstromde bodem). Omdat deze twee indelingen lang niet altijd één-op-één aan elkaar gekoppeld zijn (wilgen kunnen als pioniersoort tot hoog in het winterbed voorkomen) is een keuze nodig. Gezien het feit dat ook zachthoutoibossen zijn gedefinieerd die voorkomen bij lage hydrodynamiek (Ob-3, 'Oeverwal-zachthoutoibos') is ervan uitgegaan dat de dominante boomsoort bepalend is voor het onderscheid voor zachthout- en hardhoutoibossen. Dit betekent dat zachthoutoibossen zowel op natte als vochtige standplaatsen kunnen voorkomen (B2*, respectievelijk B4*).
- Het verschil tussen 'Oeverwalstroombalgrasland' (Ob-1) en 'Oeverwalhooiland' (Ob-2) is niet duidelijk, omdat de naamgeving suggereert dat het niet alleen om een verschil in overstromingsduur gaat maar ook om een verschil in beheer. Navraag leert dat het alleen gaat om een verschil in overstromingsfrequentie

(mond. med. H. Wolfert, DLO-Staring Centrum, 1998) respectievelijk minder of meer dan 20 dagen overstroomd). Uitgegaan is van de veronderstelling dat echte schrale, droge standplaatsen (CML-typen P62, P63, G62, G63) alleen kunnen voorkomen binnen de zelden overstroomde stroomdalgraslanden, en dat wat voedselrijkere vochtige standplaatsen in beide rivierecotootypen kunnen voorkomen.

- Het verschil tussen de hoofdeenheden 'Droge) uiterwaard' en 'Moerassige uiterwaard' is niet duidelijk aangegeven. Navraag leert dat het belangrijkste verschil is dat er binnen de Moerassige uiterwaard sprake is van permanent hoge grondwaterstanden (mond. med. Wolfert).
- Verondersteld is dat pioniervegetaties op droogvallende bodems van strangen en poeltjes (CML-typen P27 en P28) en verlandinsvegetaties (V17 en V18) deel uitmaken van de ecotopen van uiterwaardwateren en niet van het rivierecotootype 'Slikplaat/slikkige oever' (Zs-3, die valt onder de hoofdeenheid 'Zomerbed').

Tabel 5 Relatie tussen rivierecotootypen en de CML-ecotootypen op basis van de omschrijving van de typen

code	omschrijving	corresponderende CML-ecotootypen
Zomerbed		
Zd	diep zomerbed	-
Zo-1	ondiepe grindrivier	-
Zo-2	ondiepe zandbeddingen	W18
Zo-3	ondiepe getijdebedding	W18
Zs-1	grindbank	P48, P68
Zs-2	zandplaats/zandstrand	P28, P48, P67, P68
Zs-3	slikplaten/slibbige oevers	P28, V18
Zs-4	biezenoever	V18
Zs-5	afslagoever/steile oever	-
Zs-6	krib/strekdam/stenen oever	R28, R48, R68, P40mu, P60mu
Oeverwal		
Ob-1	oeverwalhardhoutoibos	B46, B47, B48, B69
Ob-2	oeverwaldoornstruweel	S46, S47, S48, S69
Ob-3	oeverwalzachthoutoibos	B48, R48
Ob-4	oeverwalzachthoutstruweel	S48, R48
Ob-5	oeverwalproductiebos	(B47,B48,B69)
Or-1	oeverwal met rivierduinvorming	P67, P68, R67, R68
Or-2	oeverwalruigte	R67, R68, R47, R48, P67, P68, P47, P48
Or-3	oeverwalakker	P48,P68
Or-4	bebouwde oeverwal	R67, R68, R47, R48, P67, P68, P47, P48
Og-1	oeverwalstroomdalgrasland	P62, P63, G62, G63, G46, G47
Og-2	oeverwalhooiland	G47, G46
Og-3	oeverwalproductiegrasland	G48
(Droge) uiterwaard		
Ub-1	hardhoutoibos	B46, B47, B48
Ub-2	doornstruweel	S46, S47, S48
Ub-3	zachthoutoibos	B48, R48, B28, R28
Ub-4	zachthoutstruweel	S48, R48, S28, R28
Ub-5	hardhoutproductiebos	B48
Ub-6	zachthoutproductiebos	B48, R48, B28, R28
Ur-1	structuurrijke uiterwaardruigte	R47,R48
Ur-2	soortenarme uiterwaardruigte	R48
Ur-3	uiterwaardakker	P48
Ur-4	bebouwde uiterwaard	P47, P48, P48, R48

code	omschrijving	corresponderende CML-ecotootypen
Ug-1	structuurrijk uiterwaardgrasland	G28, G48, (G27,G47)
Ug-2	uiterwaardhooiland	G48, (G47,G46)
Ug-3	uiterwaardproductiegrasland	G48
Moerassige uiterwaard		
Mb-1	moerassig hardhoutoibos	B28, (B48?)
Mb-2	moerassig zachthoutoibos	B28, R28
Mb-3	moerassig zachthoutstruweel	S28
Mb-4	broekbos/struweel	B27/S27
Mr-1	moerasruigte	R28
Mr-2	rietmoeras	R28, R27
Mr-3	kwelmoeras	R27
Mg-1	moerassig uiterwaardgrasland	G28
Mg-2	moerassig productiegrasland	G28
Mg-3	kwelgrasland	G27, G28
Uiterwaardwateren		
Wn-1	zandige nevengeul	-
Wn-2	kleiige nevengeul	-
Wn-3	getijdekreek	
Ws-1		
Ws-2	afgesloten strang	W18, V18, P28
Ws-3	stagnante strang	W17, W18, V17, V18, P27, P28
Ws-4	kwelgeul	W17,W18, P27, P28
Ws-5	beekstrang	W17, W18, P27, P28
Wp-1	aangekoppelde zand/grindgaten	W18
Wp-2	afgesloten zand/grindgaten	W18
Wp-3	klein diep water/kolk	W17,W18
Hoogwatervrije terreinen		
Hb-1	hoogwatervrij bos	B46, B47, B48, B69
Hb-2	hoogwatervrij struweel	S46, S47, S48, S69
Hb-3	hoogwatervrij productiebos	B48
Hr-1	ruigte op hoogwatervrij terrein	P47, P48, P67, P68, R47, R48, R67, R68
Hr-2	hoogwatervrije akker	P48
Hr-3	bebouwd/verhard hoogwatervrij terrein	P62, P67, P68, P47, P48, R67, R47, R48
Hg-1	hoogwatervrij schraalgrasland	P62, P63, P67, G62, G63, G67, G46, G47
Hg-2	hoogwatervrij hooiland	G46, G47, G48
Hg-3	hoogwatervrij productiegrasland	G48, G68

Betekenis codes:

<u>Vegetatiestructuur</u>	<u>1e cijfer</u>	<u>2e cijfer</u>
P pionierssituatie	1 water	<u>Voedselrijkdom+zuurgraad</u>
G korte gesloten vegetatie	2 nat	2 voedselarm, zwak zuur
R ruigte	4 vochtig	3 voedselarm, basisch
B bos	6 droog	6 matig voedselrijk, basisch
S struweel		7 matig voedselrijk
V verlandingsvegetatie		8 zeer voedselrijk
W watervegetatie		
P..mu pioniervegetatie op stenig substraat		

4.3.3 Selectie van kenmerkende soorten op basis van vegetatieopnamen

In plaats van uit te gaan van een indirecte benadering, waarbij de kenmerkende soorten worden afgeleid door een koppeling te leggen tussen rivierecotootypen en

(synsystematische) vegetatietypen of tussen rivierecotooptypen en ecologische groepen, zou ook gebruik kunnen worden gemaakt van een directe benadering, waarbij gekeken wordt welke soorten daadwerkelijk voorkomen binnen de rivierecotooptypen. Dit vraagt uiteraard om de beschikbaarheid van voldoende geschikte gegevens. Om hier enig zicht op te krijgen, is voor één van de typen, Kribben en steenoevers (Zs-6) een analyse uitgevoerd van vegetatiegegevens van de provincie Gelderland. Uit het opnamenbestand van de provincie Gelderland zijn daartoe 33 opnamen geselecteerd die als IPI-aanduiding het nummer 635 (steenglooiingen) hebben, en waarvan uit de omschrijving van de opname duidelijk is dat het gaat om kribben en steenglooiingen langs de rivier. Dit is uitgewerkt in paragraaf 4.7.

4.4 Kenmerkende soorten

4.4.1 Flora

Oever- en waterplanten

De belangrijkste parameters die het voorkomen van vegetaties bepalen zijn stroomsnelheid, peilfluctuaties, doorzicht en substraat (De Graaf et al., 1990; Duel, 1991; Duel et al., 1994). Zoals reeds aangegeven, is de hydro- en morfodynamiek in de aangesloten strang RWs-1 hoog. Dit maakt de grootschalige ontwikkeling van waterplantenvegetaties moeilijk. Waterplantenvegetaties die voorkomen bij de abiotische karakteristieken van de aangekoppelde strang zijn de associatie van Doorgroeid fonteinkruid met Doorgroeid fonteinkruid en Rivierfonteinkruid als kensoorten, de Watergentiaan-associatie met de kensoort Watergentiaan en de rompgemeenschap van Schedefonteinkruid (De Graaf et al., 1990; Duel, 1991; Duel et al., 1994; Schaminée et al., 1995). Deze vegetaties komen voor in open water tot 5 m. Op grotere diepte komen in dit ecotooptype in verband met het geringe doorzicht nauwelijks waterplanten tot ontwikkeling. Kenmerkende oevervegetaties langs de aangekoppelde strang zijn de Riet-associatie, met als kensoorten: Riet en Kleine lisdodde, de associatie van Scherpe zegge, met als kensoort Scherpe zegge, en rompgemeenschappen van Liesgras en Rietgras (De Graaf et al., 1990; Duel, 1991; Duel et al., 1994; Schaminée et al., 1995). Liesgras en in mindere mate Rietgras komen bij beweiding tot ontwikkeling in plaats van Riet (Schaminée et al., 1995).

In de stagnante strang komen watervegetaties voor die kenmerkend zijn voor stilstaand, helder en voedselrijk water. In het open water tot 5 m gaat het hierbij om de associatie van Glanzig fonteinkruid, met de kensoorten Glanzig fonteinkruid en Langstengelig fonteinkruid, en de associatie van Witte waterlelie en Gele plomp, met als kensoorten Gele plomp en Witte waterlelie (De Graaf et al., 1990; Duel, 1991; Duel et al., 1994; Schaminée et al., 1995). Ook voor dit ecotooptype geldt dat bij een grotere waterdiepte dan 5 m minder waterplanten tot ontwikkeling komen. Gezien het heldere water is het mogelijk dat de associatie van Gewoon kransblad, met als kensoort Gewoon kransblad, voorkomt. Langs de oevers van de stagnante strang zijn kenmerkende vegetaties: de Riet-associatie, de Mattenbies-associatie, met als kensoort Mattenbies, en rompgemeenschappen van Kalmoes, Liesgras en Rietgras (De Graaf et al., 1990; Duel, 1991; Duel et al., 1994; Schaminée et al., 1995).

Als kenmerkende soorten ter bepaling van de volledigheid van de geselecteerde aquatische ecotopen, kunnen de kensoorten en eventueel belangrijke begeleidende soorten van de belangrijkste vegetatietypen worden gehanteerd. Tabel 6 geeft hiervan een overzicht. Naast het aantal kenmerkende soorten kan ook de abundantie of bedekkingsgraad van deze soorten informatie geven over de kwaliteit van het ecotoop. De bedekkingsgraad van water- en oeverplanten hangt onder meer af van het type ecotoop en het aandeel oeverzone en open water binnen het ecotoop. Zo is de bedekkingsgraad van waterplanten in het ecotooptype aangekoppelde strang in het algemeen lager dan in het ecotooptype stagnante strang, gezien de relatief grote hydro- en morfodynamiek. Er zijn momenteel echter onvoldoende gegevens om de relatie tussen de bedekkingsgraad en de kwaliteit van de ecotopen kwantitatief te kunnen beschrijven.

Tabel 6 Kenmerkende water- en oeverplanten voor de aangekoppelde strang RWs-1 en de stagnante strang Ws-3

Water- en oeverplanten	Ws-1	Ws-3
Carex acuta	+	
Nymphoides peltata	+	
Potamogeton nodosus	+	
Potamogeton pectinatus	+	
Potamogeton perfoliatus	+	
Glyceria maxima	+	+
Phalaris arundinacea	+	+
Phragmites australis	+	+
Typha angustifolia	+	+
Acorus calamus		+
Chara spec.		+
Nuphar leuteum		+
Nympaea alba		+
Potamogeton lucens		+
Potamogeton praelongus		+
Scirpus lacustris		+

Terrestrische hogere planten

Voor ieder rivierecotoop zijn alle relevante plantengemeenschappen geselecteerd. Hiervoor zijn alle kensoorten gebruikt van de betreffende associaties en verbonden (Schaminée et al., 1995) en doelsoorten volgens Bal et al. (1997). Andere bronnen die betrekking hebben op het deskundigenoordeel zijn de zogenaamde Amoebesoorten (Ten Brink & Hosper, 1989; Grontmij, 1994). Tabel 7 laat zien welke bronnen voor welke ecotooptypen gebruikt zijn. Tabel 8 geeft de kenmerkende soorten per ecotooptype.

Tabel 7 Gebruikte bronnen per ecotooptype waaraan kenmerkende soorten zijn ontleend (Sch. = Schaminée et al., 1995; Bal = Bal et al., 1995; G=De Graaf et al., 1990; Du=Duel, 1991; +=overige bronnen, deskundigenoordeel)

	Zs-6	Zs-2	Og-1/2	Ob-3/4	Ub-3/4	Mb-2/3	Ws-1o	Ws-1d	Ws-3o	Ws-3d	Mr-1
Plantengemeenschappen		Sch.	Sch.	Clerkx	Clerkx	Clerkx	G/Sc h.	G/Sch.	G/Sch	G/Sch	Sch.
doelsoorten		Bal	Bal	Bal	Bal	Bal					Bal
overig, deskundigenoordeel	+	+	+				G/Du	G/Du	G/Du	G/Du	

Tabel 8 Kenmerkende terrestische plantensoorten. + = kenmerkend voor betreffend ecotooptype; Bron: S=Schaminée et al., 1995, d=Bal, d= overig deskundigenoordeel

Krib	Zs-6	Zs-2	Og-1/2	Ob3/4	Ub-3/4	Mb-2/3	Mr-1	Bron
Angelica archangelica	+							d
Corrigiola littoralis	+							d
Gypsophila muralis	+							d
Inula britannica	+							d
Rumex aquatilis	+							d

Zandplaat	Zs-6	Zs-2	Og-1/2	Ob3/4	Ub-3/4	Mb-2/3	Mr-1	Bron
Brassica nigra		+						d
Centaureum pulchellum		+						D
Chenopodium		+						d
Chenopodium album		+						d
Chenopodium glaucum		+						d
Chenopodium rubrum		+						d
Corispermum leptoterum		+						d
Cuscuta gronovii		+						D
Cynodon dactylon		+						S
Cyperus fuscus		+						D
Elatine hydropiper		+						D
Elatine triandra		+						D
Eleocharis acicularis		+						D
Limosella aquatica		+						D
Polygonum lapathifolium lapath.		+						d
Potentilla supina		+						D
Rorippa amphibia		+						d
Xanthium orientale		+						d

Oeverwalstroombdalgrasland	Zs-6	Zs-2	Og-1/2	Ob-3/4	Ub-3/4	Mb-2/3	Mr-1	Bron
Allium vineale			+					s
Artemisia c. campestris			+					s
Avenula pubescens			+					D
Briza media			+					D
Carex caryophyllea			+					s
Centaurea pratensis			+					D
Coronilla varia			+					D
Eryngium campestre			+					D
Euphorbia cyparissias			+					s
Euphorbia seguierana			+					s
Galium verum			+					s
Herniaria glabra			+					s
Hippocrepis comosa			+					s
Koeleria macrantha			+					s
Medicago falcata			+					D
Ononis spinosa			+					D
Orobancha caryophyllacea			+					s
Orobancha lutea			+					s
Peucedanum carvifolia			+					D
Picris hiera			+					D
Plantago media			+					D
Potentilla verna			+					s
Ranunculus bulbosus			+					D
Salvia pratensis			+					s
Sanguisorba minor			+					D
Scabiosa columbaria			+					s
Sedum reflexum			+					s
Sedum sexangulare			+					s
Thalictrum minus			+					s
Trifolium striatum			+					s

Veronica austriaca. teuc.			+					s
Veronica prostrata			+					s
Viola hirta			+					s

Oeverwalhooiland	Zs-2	Zs6	Og1/ 2	Ob3/ 4	Ub3/ 4	Mb- 2/3	Mr1	bron
Alyssum alyssoides			+					d
Anthyllus vulneraria			+					d
Arabis glabra			+					d
Arabis hirsuta			+					d
Artemisia campestris			+					d
Berteroa incana			+					d
Briza media			+					d
Campanula glomerata			+					d
Campanula rapunculus			+					d
Carex caryophyllea			+					d
Centaurea scabiosa			+					d
Cerastium pumilum			+					d
Cynosurus cristatus			+					d
Dianthus armeria			+					d
Dianthus carthusianorum			+					d
Euphorbia cyp			+					d
Euphorbia seguieriana			+					d
Geranium columbinum			+					d
Hieracium pilosella			+					d
Holosteum umbellatum			+					d
Inula britannica			+					d
Lathyrus nissolia			+					d
Leontodon hispidus			+					d
Linum catharticum			+					d
Myosotis ramosissima			+					d
Myosotis stricta			+					d
Orchis morio			+					d
Orobanche lutea			+					d
Petrothagia prolifera			+					d
Peucedanum carvifolia			+					d
Phleum arenarium			+					d
Potentilla verna			+					d
Primula veris			+					d
Pulsatilla vulgaris			+					d
Salvia pratensis			+					d
Salvia verbenaca			+					d
Satureja acinos			+					d
Saxifraga granulata			+					d
Scabiosa			+					d
Scleratnhus annus			+					d
Sedum album			+					d
Sedum reflexum			+					d
Teesdalia nudicaulis			+					d
Thlaspi perfoliatum			+					d
Thymus serpyllum			+					d
Trifolium striatum			+					d
Trifolium subterraneum			+					d
Valerianella carinata			+					d
Verbena officinalis			+					d
Veronica longifolia			+					d
Veronica praecox			+					d
Veronica prostrata			+					d
Vicia lathyroides			+					d
Vulpia bromoides			+					d
Allium oleraceum			+	+				d

Ooibos	Zs-2	Zs6	Og1/ 2	Ob3/ 4	Ub3/ 4	Mb- 2/3	Mr1	Bron
Allium oleraceum			+	+				d
Achillea millefolium				+				s
Achillea ptarmica				+				s
Artemisia vulgaris				+				s
Brassica nigra				+				s
Carex hirta				+				s
Chenopodium album				+				s
Chenopodium ficifolium				+				s
Cucubalus baccifer				+				d
Dactylus glomerata				+				s
Elymus repens				+				s
Erigeron canadensis				+				s
Erysimum cheiranthoides				+				s
Helleborus viridis				+				d
Juncus compressus				+				s
Matricaria maritima				+				s
Plantago lanceolata				+				s
Plantago lanceolata				+				s
Polygonum aviculare				+				s
Polygonum lapathifolium				+				s
Polygonum persicaria				+				s
Polypodium vulgare				+				d
Populus nigra				+				s
Potenilla anserina				+				s
Rorippa sylvestris				+				s
Sambucus ebulus				+				d
Sisymbrium officinale				+				s
Tanacetum vulgare				+				s
Xanthium orientale				+				s
Crepis paludosa					+			d
Geranium phaeum					+			d
Carex acuta						+		s
Galium palustre						+		s
Glyceria maxima						+		s
Iris pseudacorus						+		s
Lysimachia nummularia						+		s
Lysimachia vulgaris						+		s
Mentha aquatica						+		s
Scenecio paludosus						+		s
Scrophularia galericulata						+		s
Stachys palustris						+		s

Moerasruigte	Zs-6	Zs-2	Og- 1/2	Ob- 3/4	Ub- 3/4	Mb- 2/3	Mr-1	Bron
Apium nodiflorum							+	s
Butomus umbellatus							+	s
Euphorbia palustris							+	d
Euphorbia stricta							+	d
Glyceria notata							+	s
Gratiola officinalis							+	d
Hippuris vulgaris							+	s
Leersia oryzoides							+	d
Oenanthe aquatica							+	s
Rorippa nasturium-aq.							+	s
Sagittaria sagittifolia							+	s
Scirpus lacustris lac.							+	s
Scrophularia auriculata							+	d
Sparganium emersum							+	s
Veronica anagallis aquatica							+	s
Veronica beccabunga							+	s
Veronica catenata							+	s

4.4.2 Fauna

Per rivierecotoop zijn relevante faunagemeenschappen geselecteerd (SOVON, 1997). De hiervoor beschreven kenmerkende soorten zijn als kenmerkende soorten van ecotopen beschouwd. Wanneer voor een ecotooptype geen faunagemeenschappen worden onderscheiden, is er gebruik gemaakt van een deskundigenoordeel. De belangrijkste bron hiervoor is Bal (1997) die doelsoorten onderscheid per RES ecotooptype. Voor niet-doelsoorten is teruggevallen op andere bronnen (Van de Berg, 1979; SOVON, 1983; Leemans, 1989; Zuiderwijk, 1979; Bergers, 1991; Boer & Willink, 1992).

In tabellen zijn volgens de hier omschreven methodiek kenmerkende soorten onderscheiden. In een afzonderlijke kolom is per soort de bron aangegeven voor het vaststellen van kenmerkendheid.

Ook voor de fauna zijn voor de strangen uitsplitsingen gemaakt. Deze zijn in afzonderlijke tabellen weergegeven.

Macrofauna

De selectie van kenmerkende soorten macro-evertebraten (macrofauna) is gebaseerd op de representativiteit voor een bepaalde macrofaunagemeenschap en de mate van gebondenheid aan voor de geselecteerde ecotopen kenmerkende abiotische omstandigheden. Daarnaast is gelet op het aandeel van verschillende functionele groepen predatoren, filtreerders, grazers, verknippers en vergaardersfunctionele groep in de beide ecotooptypen

Vanwege de grote soortenrijkdom binnen de macrofauna is het moeilijker om, zoals bij hogere planten en vissen, eenduidige levensgemeenschappen af te bakenen. In het kader van de Natuurverkenning '97 (Verdonschot et al., 1997) zijn op voor tal van watersystemen kenmerkende macrofaunagemeenschappen (gemeenschapstypen) beschreven. Het ecotooptype aangekoppelde strang (RWs-1) behoort tot de continu in open verbinding met de rivier staande rivierbegeleidende wateren. De macrofaunagemeenschap in dit troebele, voedselrijke en schaars begroeide watertype bestaat uit mosselen, slakken, vlokreeften, muggelarven en kokerjuffers. Kenmerkende taxa zijn onder andere *Pisidium supinum*, *Unio pictorum*, *Physa acuta*, *Gammarus tigrinus*, *Polypedium* gr. *nubeculosum* en *Oecetis ochracea* (Verdonschot et al., 1997). Deze soorten komen globaal voor op een diepte van maximaal 1,5 m (Knoben & Peeters, 1997a; Knoben & Peeters, 1997b).

Het ecotooptype stagnante strang kan worden gerekend tot de weinig dynamische rivierbegeleidende plassen: voedselrijk, helder en rijk begroeid. Afhankelijk van de overstromingsduur kunnen twee macrofaunagemeenschappen worden onderscheiden. Bij een overstromingsduur van maximaal 2 dagen per jaar is de macrofaunagemeenschap divers en bestaat voornamelijk uit platwormen, bloedzuigers, veel slakken, zoetwaterpissebedden, wantsen, veel kevers, muggelarven en kokerjuffers (Verdonschot et al., 1997). Als kenmerkende taxa worden genoemd: *Erpobdella testacea*, *Valvata cristata*, *Laccophilus minutus*, *Helophorus brevipalpis*, *Chaoborus flavicans* en *Triaenodes bicolor*. Wordt de strang tussen de 3 en 20 dagen

per jaar overstroomd, dan bestaat de macrofaunagemeenschap uit borstelarme wormen, watermijten, bloedzuigers, mosselen, slakken, wantsen en muggelarven. Kenmerkende taxa zijn onder andere *Glossiphonia heteroclita*, *Sphaerium corneum*, *Bithynia leachi*, *Sigara striata*, *Gerris odontogaster* en *Cricotopus sylvestris*. Volgens Rademakers & Wolfert (1994) valt de stagnante strang zowel onder hydrodynamiekklasse 5 (minder dan 2 dagen per jaar overstroomd) als 6 (minder dan 20 dagen per jaar overstroomd). Beide macrofaunagemeenschappen zijn dus van toepassing.

De twee ecotopen verschillen niet alleen wat betreft kenmerkende taxa. Er is een duidelijk verschil in soortenrijkdom, de aangekoppelde strang is minder soortenrijk dan de stagnante strang. Dit hangt samen met de hydrodynamiek: bij toenemende overstromingsfrequentie neemt de soortenrijkdom in uiterwaardwateren af (Van den Brink, 1991). Daarnaast zijn er duidelijke verschillen in de verdeling van het aantal soorten over de functionele groepen macrofauna (gebaseerd op mechanisme van voedselvergaring: predatoren, verknippers, grazers, vergaarders en filtreerders). In de aangekoppelde strang zijn filtreerders dominant (circa 40% van het totaal aantal aanwezige soorten behoort tot deze functionele groep). Predatoren zijn nauwelijks aanwezig. In de stagnante strang zijn de predatoren juist dominant (ruim 40% van het totaal aantal soorten), terwijl hier filtreerders nauwelijks aanwezig zijn. Er zijn weinig verschillen wat betreft het aandeel verknippers, vergaarders en grazers.

Het bepalen van de volledigheid van ecotopen aan de hand van alleen kenmerkende macrofauna is in de praktijk lastig, aangezien macrofaunabemonsteringen pleksgewijs worden uitgevoerd (het is onmogelijk om een ecotoop volledig op macrofauna te bemonsteren). Hierdoor kan het voorkomen, dat bepaalde kenmerkende soorten niet worden aangetroffen, terwijl ze wel aanwezig kunnen zijn. De volledigheid kan daarom, naast kenmerkende soorten, ook aan de hand van de relatieve verdeling van functionele groepen worden beschreven. Hierbij is het niet noodzakelijk dat de kenmerkende taxa worden aangetroffen, het gaat om het aandeel van soorten binnen de functionele groepen. Indien één of meer van de kenmerkende soorten worden aangetroffen, geeft dit extra informatie over de volledigheid van de ecotopen. Tabel 9 geeft een overzicht van de kenmerkende taxa en de functionele groepen.

Tabel 9 Kenmerkende macrofauna voor de aangekoppelde strang RWs-1 en de stagnante strang RWs-3

Taxon	aangekoppelde strang	stagnante strang
Functionele groepen	filtrerders dominant (40%)	nauwelijks filtrerders (5%)
	nauwelijks predatoren (5%)	predatoren dominant (45%)
Bivalvia (tweekleppigen)	Pisidium supinum (filtrerder)	Sphaerium corneum ² (filtrerder)
	Unio pictorum (filtrerder)	
Coleoptera (kevers)		Helophorus brevipalpis ¹ (predator)
		Laccophilus minutus ¹ (predator)
Crustacea (kreeftachtigen)	Gammarus tigrinus (verknipper)	
Diptera (vliegen en muggen)		Chaoborus flavicans ¹ (vergaarder)
		Cricotopus sylvestris ² (vergaarder)
	Polypedilum nubeculosum (filtrerder)	
Gastropoda (slakken)		Bithynia leachi ² (grazer)
	Physa acuta (grazer)	
Heteroptera (wantsen)		Gerris odontogaster ² (predator)
		Sigara striata ² (predator)
Hirudinea (bloedzuigers)		Erpobdella testacea ¹ (predator)
		Glossiphonia heteroclita ² (predator)
		Valvata cristata ¹ (grazer)
Trichoptera (kokerjuffers)	Oecetis ochracea (verknipper)	
		Tiaenodes bicolor ¹ (verknipper)

¹ stagnante strang met hydrodynamiek 5 (<20 dagen per jaar overstroomd)

² stagnante strang met hydrodynamiek 6 (<2 dagen per jaar overstroomd)

Vissen

Evenals bij de hogere planten is de selectie van kenmerkende vissoorten gebaseerd op representativiteit voor een bepaalde visgemeenschap en gebondenheid aan voor de geselecteerde ecotopen kenmerkende abiotische omstandigheden.

Het voorkomen van visgemeenschappen in een bepaald ecotoop hangt sterk samen met de abiotische en biotische omstandigheden. Met name stroomsnelheid, zichtdiepte en de aan- of afwezigheid van begroeiing zijn belangrijke factoren. Volgens de indeling van Nederlandse ondiepe nagenoeg stilstaande wateren (zie o.a. OVB, 1992; Quak, 1994) behoort de aangekoppelde strang tot het type ondiep III overgangstype 2 en type ondiep IV Brasem-Snoekbaarstype. De dominante vissoorten in dit type water zijn Blankvoorn en Brasem. Beide soorten zijn vooral aan te treffen in het open water met weinig begroeiing. Daarnaast komt Snoek, Baars en Paling veelvuldig in dit type water voor. Een soort als Snoek maakt gebruik van de oeverzone als paai- en foerageergebied. Kleine modderkruiper en Pos zijn als kenmerkende soorten te beschouwen. Daarnaast maakt de geringe stroming het habitat geschikt voor Winde en Riviergrondel.

De stagnante strang behoort tot de wateren van het type ondiep I Snoek-Zeeltype en ondiep II overgangstype 1. Het relatief heldere water en de uitbundige, gevarieerde begroeiing zorgt voor geschikte habitatcondities voor kenmerkende soorten als Bittervoorn, Grote modderkruiper, Kroeskarper, Ruisvoorn en Zeelt. Daarnaast zijn Baars, Blankvoorn en Paling veel voorkomende soorten. Bij de Snoek betreft het zowel juvenielen als adulten. Ruisvoorn en Zeelt zijn vooral aan te treffen in de oeverzone met een uitbundige begroeiing van oever- en waterplanten. Deze soorten gebruiken de oever- en waterplantenvegetaties als paaiplaats en foerageergebied.

Als kenmerkende soorten ter bepaling van de volledigheid van de geselecteerde aquatische ecotopen, kunnen de meest dominante vissoorten van de onderscheiden typen ondiepe wateren worden gehanteerd. Tabel 10 geeft van deze soorten een overzicht.

Tabel 10 Kenmerkende vissoorten voor de aangekoppelde strang RWs-1 en de stagnante strang RWs-3 ; ++ = zeer hoge abundantie dominant; + = hoge abundantie co-dominant; o = relatiefmatige abundantie; - = gering of afwezig

Soort	aangekoppelde strang	stagnante strang
Bittervoorn (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)	-	+
Grote modderkruiper (<i>Misgurnus fossilis</i>)	-	+
Kleine modderkruiper (<i>Cobitis taenia</i>)	+	-
Kroeskarper (<i>Carassius carassius</i>)	-	+
Pos (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	+	-
Riviergrondel (<i>Gobio gobio</i>)	+	-
Ruisvoorn (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)	-	+
Winde (<i>Leuciscus idus</i>)	+	-
Zeelt (<i>Tinca tinca</i>)	-	+

Dagvlinders

Het voorkomen van kenmerkende dagvlinders in de buitendijkse gebieden is beperkt. De omstandigheden voor vlinders zijn hier i.h.a. niet gunstig. Geschikt microklimaat en overstroming lijken beperkende factoren. Wel wordt het rivierengebied gebruikt door een groot aantal algemene soorten en trekkende vlinders. De kenmerkende soorten per ecotooptype worden gegeven in tabel 11.

Tabel 11 Kenmerkende dagvlindersoorten; + = kenmerkend. Bron: d: diverse bronnen, D=doelsoort vlgs. Bal et al. (1995)

Dagvlinders	Zs6	Zs2	Og-1/2	Ob-3/4	Ub-3/4	Mb-2/3	Ws1	Ws2	Mr1	Bron
Distelvlinder			+							D
Gele lucernevlinder			+							D
Kommavvlinder			+							D
Koninginnepage			+							D
Oranje lucernevlinder			+							D
Tijmblauwtje			+							d
Veldparelmoervlinder			+							d
Grote vos				+	+	+				d
Bruin blauwtje			+			+				d
Icarusblauwtje			+			+				D

Amfibieën en reptielen

Het rivierengebied is momenteel voor de meeste soorten van beperkte betekenis. Deels wordt dit veroorzaakt door overstroming, matige waterkwaliteit, de aanwezigheid van vis als predator en omdat grote delen van Nederland buiten het verspreidingsgebied van tal van soorten vallen. Voor tal van soorten (w.o. Rugstreeppad en Knoflookpad) is het rivierengebied juist van bijzondere betekenis.

Voor reptielen is het gebied weinig geschikt vanwege overstroming. Slechts voor soorten van semi-aquatische milieus (Ringslang) zijn er geschikte habitats aanwezig. Tabel 12 geeft de kenmerkende soorten per ecotooptype.

Tabel 12 Kenmerkende amfibieën en reptielen; + = kenmerkend. Bron: d: diverse bronnen, D=doelsoort vlgs. Bal et al. (1995)

Amfibieën/ reptielen	Ge- bied	Zs6	Zs2	Og- 1/2	Ob- 3/4	Ub- 3/4	Mb- 2/3	Ws1	Ws2	Mr1	Bron
Boomkikker				+	+	+			+	+	d
Groene kikker							+		+	+	D
Kamsalamander	G				+	+				+	d
Knoflookpad	G			+					+		d, D
Ringslang	G				+	+	+	+	+	+	d, D
Rugstreeppad	G			+					+	+	d

Vogels

Opgenomen zijn soorten uit het AVIS databestand (Sierdsema & Engbers, 1996). Hiervan zijn alleen die soorten opgenomen die als vrij kritische soort en als kenmerkend zijn opgenomen. Gegevens waren alleen beschikbaar voor de ecotooptypen rietmoeras, rivierduin, stroomdalgrasland, schietwilgenbos en zachthoutooibos. Er wordt onderscheid gemaakt in verschillende functies van ecotopen: rustgebied, broedhabitat, foerageergebied en leefgebied (ecotooptype voldoet aan alle functies). Tabel 13 geeft de kenmerkende soorten per ecotooptype.

Tabel 13 Kenmerkende vogelsoorten. Aangegeven is of de soort tevens gebiedindicator is (G) en evt. ook als indicator op het niveau van het riviertraject aangeldend (T). Functie-indicaties: r=rustgebied, b=broedhabitat, f=foerageergebied, l=leefgebied; bron: d: diverse, S=SOVON; vet: vlgs. SOVON

Vogels	Gebied/ Traject	Zs6	Zs2	Og1/2	Ob3,4/ Ub3,4	Mb2/3	Ws1	Ws2	Mr1	Bron
Wulp	G	f		f						
Aalscholver	G,T	r				b	f	f		d,S
Kleine plevier			l	l		l	l	f		d,S
Dwergstern	G,T		l	l			f	f		d
Visdief	G,T		b	l			f	f		d,S
Kluut			l				l	f		d
Oever- zwaluw	G,T		f				f	f		d
Geelgors				l						d
Gele kwikstaart				l						S
Grauwe gors				l						d
Grauwe klauwier	G			f						d
Kemphaan				l						d
Kerkuil	G			f						d
Kievit				l						d
Kolgans	G,T			f						d
Kneu	G			l						S
Kwartel- koning	G			l						d
Lepelaar				f						d

Paapje				l						d
Patrijs	G			l						d,S
Roodborst- tapuit				l						d
Scholekster				l						d
Taigariet- gans	G,T			f						d
Tapuit	G			b						d
Toendra- rietgans	G,T			f						d
Velduil	G,T			f						d
Groene specht	G			f	b	b				d
Torenvalk	G			f	b	b				d
Grauwe gans	G,T			f		b	b	b	b	d,S
Krakeend				f		b	f	f	b	d,S
Bergeend	G			b			f	f	f	d,S
Tureluur				l			f	f		d,S
Grauwe kiekendief	G			f					f	d
Havik	G				b					S
Holenduif	G				b					S
Ransuil	G				b					S
Sperwer	G				b					S
Steenuil	G				b					d
Tortelduif	G				b					S
Boomklever				l						S
Braam- sluiper				l						S
Draaihals				l						d
Gekraagde roodstaart				l						S
Glanskop				l						S
Grasmus				l						S
Grauwe vliegen- vanger				l						S
Nachtegaal				l						S
Ringmus				l						S
Spotvogel				l						S
Wielewaal				l						S
Zanglijster				l						S
Woudaapje	G			b	b				b	d
Bosuil	G			b					f	d,S
Buizerd	G			b					f	S
Buidelmees				l	l	l	l	l	l	d,S
Blauwe reiger	G,T			b	b	f	f	l		S
Boomvalk	G			b	b	f	f	l		d,S
Blauwborst				l		l		l		d,S
Bosriet- zanger				l		l	l	l		d,S
Kwak	G,T			b		f	f	f		d
Purperreiger	G,T			b		f	f	b		d

Zwarte wouw	G,T				b		f	f	f	
Grutto						l				S
Dodaars						l	l	l	l	d,S
Roerdomp						l	f	b	l	S
Slobeend	G					b	b	b	b	d,S
Ijsvogel	G,T					b	f	f	f	d,S
Zomertaling	G					b	b	b	b	d
Grote karekiet						l			l	d,S
Snor						l			b	S
Sprinkhaan-rietzan-ger						l			b	S
Tafeleend						b			b	S
Waterral						l			l	S
Winter-taling	G					b			l	S
Watersnip							l	l		d
Ooievaar	G,T						f	f		d
Kuifeend							l,f	l,f	b	S
Porselein-hoen							l	l	l	d,S
Zwarte stern	G,T						f	b	l	d,S
Pijlstaart								b		d
Baard-mannetje									b	d
Rietzanger									b	d
Bruine kiekendief	G								l	d,S

Zoogdieren

Het buitendijkse gebied kent een relatief gering aantal kenmerkende soorten zoogdieren die hier hun hele levenscyclus kunnen voltooien danwel sterk afhankelijk zijn van aanwezige ecotopen. Het voorkomen van zoogdieren in de buitendijkse gebieden wordt niet alleen bepaald door aanwezigheid en kwaliteit van ecotopen, maar in belangrijke mate ook door grootschalige overstromingen. Deze kunnen een sterk negatief effect hebben op populaties, vooral wanneer er geen vluchtplaatsen zijn bij hoogwater. Ook ruimtelijke relaties kunnen bij zoogdieren een belangrijke oorzaak zijn voor het ontbreken in opgeschijnlijk gunstige ecotopen. Gedacht kan worden aan verstoring, randeffecten, barrières en nabijheid van specifieke functiegebieden (o.a. burchten). Tabel 14 geeft de kenmerkende soorten per ecotooptype weer. Er wordt onderscheid gemaakt in foerageergebied en leefgebied (ecotooptype voldoet aan alle functies). Daarnaast worden soorten als gebiedindicator aangemerkt of als 'trajectindicator' (kolom 'Gebied/traject')

Tabel 14 Kenmerkende zoogdiersoorten; functie-indicaties: f=foerageergebied, l=leefgebied. Bron: d: diverse bronnen, D=doelsoort vlgs. Bal et al. (1995)

Zoogdieren	Gebied/ traject	Zs6	Zs2	Og- 1/2	Ob- 3/4	Ub- 3/4	Mb- 3/4	Mr-1	Ws1	Ws2	Bron
Bever	G,T						1	1	1	1	D
Bunzing	G				1	1	1	1	1	1	D
Das	G			f			f				d, D
Franjestaart	G			f			f		f	f	d, D
Otter	G,T	1	1						1	1	d
Vale vleermuis	G			f			f				d, D
Waterspits muis							1	1	1	1	d, D

4.5 Aantal kenmerkende soorten per ecotooptype

Het aantal kenmerkende soorten per ecotooptype en de zeldzaamheid van de soorten zijn sterk bepalend voor de gevoeligheid van de methode. Een te grote gevoeligheid doet zich voor als het aantal (potentiële) kenmerkende soorten van een ecotooptype laag is of als deze soorten relatief zeldzaam zijn in de ecotopen van het betreffende type. Er is dan een grote kans dat ecotopen een lage of nul-waarde hebben. Dit probleem speelt uiteraard vooral bij ecotooptypen die in het algemeen soortenarm zijn. Het wordt nog versterkt bij ecotooptypen met een hoge mate van dynamiek, zoals kribben en zandoevers, waardoor soorten frequent opduiken en verdwijnen. Bij deze ecotopen is het effect van toename van één soort op de volledigheid al relatief groot.

In het algemeen kan gesteld worden dat als het aantal (potentiële) kenmerkende soorten hoog is, het aantal werkelijk aanwezige soorten ook hoog zal zijn. Het gevaar dat de methode voor het betreffende ecotooptype te gevoelig is, is daarmee gering. In tabel 15 is per soortengroep het aantal kenmerkende soorten weergegeven.

Indien alle soorten worden opgeteld, hebben de ecotooptypen Krib (Zs26) en Zandoever (Zs2) de laagste waarden. Bij de overige ecotopen ligt het aantal boven de 30. Hierbij moet opgemerkt worden dat de oeverwal-bostypen (Ob-3 en 4) en de uiterwaard-bostypen (Ub-3 en 4) niet goed onderscheiden konden worden en de meeste kenmerkende soorten gemeenschappelijk hebben.

Tabel 15 Aantal kenmerkende soorten per ecotooptype samengevat per soortengroep

Soorten- groep	Zs6	Zs2	Og- 1/2	Ob- 3/4	Ub- 3/4	Mb- 3/4	Mr-1	Ws1o	Ws1d	Ws3o	Ws3d
planten	5	17	80	29	2	10	17	5	4	6	5
macrofauna									4		10
vlinders			9	1	1	3					
vissen									9		10
amfibieën			3	2	2	1	4	1		5	
reptielen				1	1	1	1	1		1	
vogels	2	5	30	31		22	32	28		28	
zoogdieren	1	1	3	5			4	4	2	3	2
totaal	8	23	125	69	37	42	58	39	47	43	50

4.6 Selectie van kenmerkende soorten op basis van ecologische groepen

Elk CML-ecotooptype correspondeert in principe met een ecologische soortengroep die aangeeft welke soorten binnen het ecotooptype verwacht kunnen worden. Struwelen vormen een uitzondering, die wel als ecotooptype wordt onderscheiden maar waarvoor geen afzonderlijke soortengroepen zijn opgesteld, en die bij de indeling ecologische groepen is samengenomen met de bossen. De ecologische groepen kunnen daarom gebruikt worden om na te gaan welke soorten op grond van de binnen de rivierecotootypen overheersende vegetatiestructuur en standplaatscondities (voedselrijkdom, vochttoestand en zuurgraad) verwacht kunnen worden. Daartoe is het programma KENSRT geschreven dat als invoer een tabel heeft die de relatie tussen rivierecotootypen en ecologische groepen beschrijft. Deze tabel is gelijk aan tabel 5, met uitzondering van de struwelen die op eenzelfde manier zijn behandeld als de bossen. Alle soorten die zijn ingedeeld in ten minste één soortengroep die correspondeert met een CML-ecotooptype dat volgens tabel 5 binnen het rivierecotooptype kan voorkomen, worden gemeld. Elke soort krijgt een weegwaarde die aangeeft hoe specifiek de soort gebonden is aan de binnen het rivierecotooptype voorkomende standplaatsen. De weegwaarde loopt van 1 (de standplaatscondities waarvoor een soort kenmerkend is komen alleen binnen dat rivierecotooptype voor) tot 0 (de standplaatscondities waarvoor de soort kenmerkend is komen niet voor binnen het rivierecotooptype).

Omdat alleen wordt geselecteerd op basis van de belangrijkste operationele standplaatsfactoren bevat de resulterende soortenlijst ook soorten die normaliter niet binnen het rivierecotooptype voorkomen. Daarom is de lijst opgeschoond, door soorten die niet in het rivierengebied voorkomen, en soorten die vanwege de grote hydrodynamiek in een bepaald rivierecotooptype niet kunnen voorkomen te schrappen. Deze stap is gebaseerd op algemene informatie over de verspreiding van soorten en deskundigenoordeel, en is niet verder geformaliseerd.

De resultaten staan vermeld in aanhangsel B. In dit aanhangsel is tevens vermeld welke soorten waren geselecteerd op basis van de methode 'literatuurstudie'. In het algemeen worden de soorten die uit de literatuuranalyse naar voren zijn gekomen als kenmerkend ook geselecteerd via de ecologische groepen. Uitzonderingen zijn er vooral bij het ecotooptype Zandplaat/zandstrand (Zs-2), waar om uiteenlopende redenen de toedelingen nogal uit elkaar lopen. De gemiddelde kenmerkendheidsscore van de soorten verschilt per ecotooptype. Binnen de stroomdalgraslanden worden regelmatig scores van 0,3 tot 0,5 behaald, doordat dit rivierecotooptype gekenmerkt wordt door standplaatscondities die in andere ecotootypen nauwelijks voorkomen (voedselarme, droge en basische omstandigheden). Binnen de zachthoutoibossen zijn de scores veel lager omdat de daar overheersende condities (bossen, ruigten en struwelen op natte tot vochtige zeer voedselrijke bodem) in zeer veel rivierecotootypen voorkomen. De maximale score daar bedraagt 0,17.

4.7 Bepaling van de kenmerkendheid op basis van opnamen

Tabel 16 geeft de resultaten van een analyse van het voorkomen van soorten op 33 Gelderse kribben en steenglooiingen langs de grote rivieren. Aangegeven is welke geselecteerde soorten (geselecteerd op basis van literatuur en op basis van ecologische groepen) voorkomen, en - tussen haakjes - hoe vaak ze zijn aangetroffen. Ook is aangegeven welke niet geselecteerde soorten relatief veel op kribben voorkomen, en eventueel ook in aanmerking komen als 'kenmerkende soort', en welke zeldzame niet geselecteerde soorten zijn aangetroffen. De gegevens zijn ontleend aan de Provincie Gelderland.

Tabel 16 Voorkomen van plantensoorten op kribben en steenglooiingen in Gelderland. Tussen haakjes is aangegeven het aantal malen dat de soort is aangetroffen (bron: Provincie Gelderland)

Kenmerkende soort op basis van literatuur:

Inula britannica (4)

Aanvullende soorten afgeleid uit ecologische groepen R28, R48, R68, P40mu, P60mu:

Artemisia vulgaris (20), *Brassica nigra* (7), *Calystegia sepium* (10), *Carduus crispus* (4), *Chaerophyllum bulbosum* (1), *Cuscuta europaea* (6), *Elymus repens* (28), *Galium aparine* (6), *Heracleum mantegazzianum* (1), *Heracleum sphondylium* (4), *Lythrum salicaria* (6), *Melilotus altissima* (2), *Phalaris arundinacea* (21), *Polygonum amphibium* (12), *Potentilla reptans* (18), *Sedum acre* (2), *Sedum album* (2), *Senecio paludosus* (1), *Sonchus arvensis* var. *arvensis* (2), *Stachys palustris* (7), *Symphytum officinale* (4), *Urtica dioica* (26), *Valeriana officinalis* (2), *Impatiens glandulifera* (1), *Solidago canadensis* (1)

Relatief veel voorkomende, niet-geselecteerde attractieve soorten:

Achillea ptarmica (17), *Tanacetum vulgare* (20), *Solidago gigantea* (5), *Xanthium orientale* (8), *Bidens frondosa* (10), *Bidens tripartita* (5), *Lycopus europaeus* (8), *Stellaria aquatica* (3), *Helianthus annuus* (4), *Thalictrum flavum* (5), *Clematis vitalba* (5)

Sporadisch voorkomende, niet-geselecteerde zeldzame soorten:

Astragalus glycyphyllos (1), *Athyrium filix-femina* (1), *Ballota nigra* (1), *Centaurea scabiosa* (1), *Dipsacus fullonum* (1), *Cymbalaria muralis* (1), *Eryngium campestre* (3), *Erysimum hieracifolium*, *Euphorbia cyparissias* (2), *Medicago falcata* (2), *Ononis spinosa* (2), *Picris hieracioides* (2), *Rumex thyrsiflorus* (1), *Sedum sexangulare* (3), *Silene silaus* (1), *Verbascum phlomoides* (1), *Verbena officinalis* (1)

Het blijkt dat van de op basis van de literatuur geselecteerde twee soorten alleen *Inula britannica* regelmatig (4x) op de onderzochte kribben voorkomt. Van de op basis van de ecologische groepen geselecteerde soorten is een groot gedeelte ook daadwerkelijk aangetroffen. De meest voorkomende soorten (*Artemisia vulgaris*, *Elymus repens*, *Phalaris arundinacea* en *Urtica dioica*) zijn ook elders zeer algemeen en kunnen derhalve nauwelijks als kenmerkend voor kribben worden beschouwd, maar wat minder vaak voorkomende soorten als *Cuscuta europaea*, *Senecio paludosus* en *Impatiens glandulifera* zouden wel degelijk als kenmerkend beschouwd kunnen worden.

Hoewel via de ecologische groepen al een relatief groot aantal soorten is geselecteerd, is het aantal in beschouwing genomen ecologische groepen nog te beperkt om het voorkomen soorten afdoende te beschrijven. Naast soorten van voedselrijke ruigten (R28, R48, R68) en van vochtige en droge muren en stenige substraten (P40mu, P60mu), die zijn geselecteerd op basis van de ecologische groepen, blijken ook veel

pioniersoorten (P..) en graslandsoorten (G..) voor te komen, alsmede een aantal soorten die in de indeling in ecologische groepen kenmerkend geacht worden voor wat minder voedselrijk milieus. Een aantal van deze soorten komt zo vaak voor op de kribben dat het zeker als kenmerkend beschouwd moet worden. Het gaat dan om soorten als *Achillea ptarmica*, *Tanacetum vulgare* en *Xanthium orientale*.

Bij de incidenteel op de kribben voorkomende wat zeldzamere planten gaat het voornamelijk om stroomdalplanten, die weliswaar hun optimum hebben in stroomdalgraslanden, maar toch ook regelmatig op de zandige basis van de kribben worden aangetroffen. Daarnaast blijken twee muursoorten die niet waren geselecteerd op basis van hun geringe tolerantie voor een sterke rivierdynamiek, *Cymbalaria muralis* en *Athyrium filix-femina*, toch voor te kunnen komen op steenglooiingen langs de rivier. Wellicht zijn dit plaatsen die niet overspoeld worden.

4.8 Samenvatting

In dit hoofdstuk wordt de toekenning van kenmerkende soorten aan de RES-ecotootypen behandeld. Hierbij is een beperking gemaakt tot een representatief deel van 13 ecotootypen uit het RES. Het betreft de volgende typen: Zandplaat/zandstrand (Zs-2), Krib (Zs-6), Aangekoppelde strang oeverzone (Ws-1o), Zandplaat/zandstrand, (Zs-2), Krib (Zs-6), Aangekoppelde strang oeverzone (Ws-1o), Aangekoppelde strang diepe zone (Ws-1d), Stagnante strang oeverzone (Ws-3o), Stagnante strang diepe zone (Ws-3d), Oeverwalstroomdalgrasland (Og-1), Oeverwalhooiland (O-g2), Oeverwal zachthoutoibos (Ob-3), Oeverwalzachthoutstruweel (Ob-4), Uiterwaardzachthoutoibos (Ub-3), Uiterwaardzachthoutstruweel (Ub-4), Moerassig zachthoutoibos (Mb-2), Moerassig zachthoutstruweel (Mb-3) en Moerasruigte (Mr-1). Deze ecotootypen worden kort beschreven. Voor de aquatische ecotootypen was een aanscherping van de abiotische definitie noodzakelijk om een koppeling met fauna mogelijk te maken.

Kenmerkende soorten zijn geselecteerd uit de volgende taxonomische groepen: hogere planten, zoogdieren, vogels, amfibieën en reptielen, vissen, dagvlinders en macrofauna.

Voor de selectie van hogere planten zijn twee methoden gevolgd. De eerste methode ('methode literatuurstudie') is gebaseerd op algemene-literatuuropgaven die bij voorkeur gebaseerd waren op veldonderzoek maar veelal het karakter hadden van deskundigenoordeel.

Het vinden van kenmerkende soorten voor de RES-ecotopen via deze methode is in een aantal gevallen een lastige zaak gebleken. Dit is deels te wijten aan het feit dat het RES niet in de eerste plaats is opgesteld met het oog op flora en fauna. Daardoor zijn planten- en diersoorten niet eenvoudig aan deze typologie te koppelen, noch op het niveau van afzonderlijke soorten (standplaats-, habitateisen), noch op het niveau van de vegetatie of levensgemeenschap (bestaande ecotoop-, begroeiing- en vegetatietypologieën). De methode voldoet voor ecotootypen die duidelijk omgrensde standplaatscondities kennen, zoals 'Oeverwalstroomdalgrasland' (Og-1).

De methode is echter minder goed toepasbaar op ecotootypen die zuiver op geomorfologische positie zijn onderscheiden en waarvan de standplaatscondities moeilijk zijn in te schatten, zoals de 'zachthout-ecotopen'. Dit geldt ook voor ecotootypen waarbij de standplaatscondities over korte afstand binnen het ecotoop sterk variëren, zoals bij het ecotootype 'Krib' (Zs-6). Als in deze gevallen de selectie beperkt blijft tot de meest kenmerkend geachte soorten, bestaat het risico dat er te weinig soorten geselecteerd worden om een evenwichtige kwaliteitsbepaling mogelijk te maken. De verwachting is dat een uitwerking voor de overige ecotootypen van het RES met deze methode mogelijk is, wellicht met uitzondering van een aantal ecotootypen.

Bij de tweede methode ('methode Runhaar') zijn soorten geselecteerd op basis van de binnen de rivierecotootypen verwachte abiotische standplaatscondities. Hiertoe is allereerst een koppeling gemaakt tussen de RES-ecotopen en de landelijke indeling van ecotootypen volgens Stevers et al. (1987). De indeling volgens Stevers et al. is gebaseerd op vegetatiestructuur en - voor planten - operationele standplaatsfactoren als vocht, zuurgraad en voedselrijkdom. Deze standplaatsfactoren waren niet in alle gevallen af te leiden uit de beschrijvingen van de RES-ecotootypen en in enkele gevallen moesten arbitraire keuzes gemaakt worden. Vervolgens zijn de plantensoorten - ingedeeld in ecologische groepen volgens Runhaar et al. (1987) - gekoppeld aan de ecotootypen volgens Stevers et al. (1987). Op deze wijze zijn lijsten gemaakt van soorten die kenmerkend geacht kunnen worden voor de in de ecotootypen voorkomende condities. Deze lijsten zijn vervolgens ingekort op basis van aanvullende criteria (voorkomen binnen rivierengebied, bij dynamische ecotootypen ook de mate waarin soorten tegen overstromingen bestand zijn). Dit leidde in de meeste gevallen tot een uitgebreidere lijst van soorten dan bij de 'methode literatuurstudie'.

Voor de ecotootypen Stroomdalgrasland/Oeverwalhooiland (Og-1/2) leiden beide methoden tot een sterk overeenkomende selectie van soorten. Dit geldt echter niet voor enkele andere ecotootypen, zoals de 'zachthoutecotopen' (Ob-3/4) en het ecotootype 'Krib' (Zs-6).

5 Toetsing van de methode aan data van de Duursche Waarden

In dit hoofdstuk wordt verslag gedaan van de toepassing van de methode op gegevens van het gebied De Duursche Waarden. Op basis van monitoringgegevens is de volledigheid van de voorkomende ecotopen, alsmede van het hele gebied, met de ontwikkelde methode bepaald. Hiermee wordt een illustratie beoogd van de methode en tevens van het type resultaten en uitspraken dat ermee verkregen kan worden.

5.1 Methode

5.1.1 Selectie van kenmerkende soorten

Voor een beschrijving van de methode die gevolgd is bij de selectie van kenmerkende soorten wordt verwezen naar hoofdstuk 3. Hier willen we er alleen nog op wijzen dat voor de hogere planten twee benaderingen zijn gevolgd. Allereerst is de selectie van kenmerkende soorten op basis van in de literatuur aanwezige informatie uitgevoerd. Deze informatie is in veel gevallen aan te duiden als 'deskundigen-oordeel'. Deze benadering is ook gevolgd voor de andere soortengroepen. Daarnaast is een selectie uitgevoerd volgens de 'methode Runhaar' (Runhaar, 1997). Hierbij zijn maten van kenmerkendheid toegekend aan alle Nederlandse plantensoorten voor de zogenaamde CML-ecotopen-typologie. Deze typologie komt niet overeen met het RES, zodat een vertaalslag heeft plaatsgevonden. Het voordeel van deze methode ten opzichte van de eerste methode is dat het in principe tot een groter aantal soorten leidt, aangezien de grenswaarde voor kenmerkendheid vrij laag wordt genomen. De methode voorziet bovendien in de toekenning van een gewicht, dat tussen 0 en 1 ligt, aan elke soort voor de mate van kenmerkendheid per ecotooptype.

5.1.2 Algemene aanpak

In paragraaf 4.1 is aangegeven welke ecotooptypen geselecteerd zijn voor uitwerking. Van deze dertien typen komen er twee niet voor in de Duursche Waarden, te weten Zandplaat/zandstrand (Zs2) en Oeverwalhooiland (Og2). Het type krib (Zs6) komt voor maar hierover zijn geen data voorhanden. De resterende tien ecotooptypen zijn geëvalueerd.

Er zijn voor zeven soortengroepen selecties gemaakt van kenmerkende soorten. Voor al deze soorten is geprobeerd volledigheden op ecotoop- en gebiedsniveau te bepalen, voor zover de data dit toelieten.

De bepaling van volledigheid is uitgevoerd overeenkomstig de in paragraaf 3.4 beschreven methode.

Voor de soortengroepen waarvoor ruimtelijke datasets voorhanden waren, zijn de volledigheden op alle twee de niveaus bepaald. Voor de soortengroepen waarvoor dit

niet het geval was maar waarvan alleen het wel of niet voorkomen in het gebied bekend was, kon alleen een (ruimtelijk niet-expliciete) bepaling op gebiedsniveau uitgevoerd worden.

Alleen bij de 'methode Runhaar' voor hogere planten (paragraaf 4.3.2) wordt op gebiedsniveau aan alle soorten een wegingfactor (voor de mate van kenmerkendheid) toegekend. Bij 'literatuurstudie' gebeurt dit alleen indien soorten voor meer dan één ecotooptype kenmerkend zijn. De wegingfactor is dan voor alle typen gelijk aan: 1/aantal typen. In alle andere gevallen worden alle kenmerkende soorten ongewogen toegekend aan de ecotooptypen.

5.2 Data

De volgende bestanden zijn gebruikt voor het koppelen van ecotopen aan verspreidingsgegevens:

Ecotopen een Arcview-shape file met vlak (polygoon)informatie, betreffende ecotopen

Planten

Pl92_a: een Arcview-shape-file met informatie betreffende voorkomende plantensoorten gekoppeld aan de lijnen. Jaar van opname 1992.

Pl94_a: idem. Jaar van opname 1994.

Pl96_a: idem. Jaar van opname 1996.

Pl92_p: een Arcview-shape-file met informatie betreffende voorkomende plantensoorten gekoppeld aan de punten. Jaar van opname 1992.

Pl94_a: idem. Jaar van opname 1994.

Pl96_a: idem. Jaar van opname 1996.

Vogels

Vog92_p: een Arcview-shape-file met informatie betreffende voorkomende vogelsoorten gekoppeld aan de punten. Jaar van opname 1992.

Vog94_a: idem. Jaar van opname 1994.

Vog96_a: idem. Jaar van opname 1996.

Dagvlinders

Eén bestand met daarin de arc (lijn) van de telroute.

Voor het koppelen van de verschillende bestanden is ArcInfo gebruikt. In dit pakket zijn verschillende routines aanwezig voor het maken van overlays. In de resulterende bestanden zijn gegevens van alle input coverages te vinden.

Voordat overlays gemaakt konden worden was het noodzakelijk om de Arcview-files te converteren naar ArcInfo-coverages, omdat binnen Arcview standaard slechts zeer beperkte mogelijkheden aanwezig zijn voor het maken van overlays. Dit is een eenvoudig uit te voeren handeling.

Om de informatie van ecotopen en plantensoorten aan elkaar te koppelen, was het noodzakelijk om de plantengegevens die aan lijnen gekoppeld waren, om te zetten naar vlakkenbestanden met deze informatie.

Alle gegevens zijn ontleend aan Tauw/Natuurbalans (1998). Door Tauw Milieu en Natuurbalans zijn aanvullende basisgegevens ter beschikking gesteld, voor zover de soortengroepen door Tauw/Natuurbalans zijn geïnventariseerd. In tabel 17 wordt aangegeven hoe het staat met de beschikbaarheid van data en de mate waarin ze ruimtelijk expliciet zijn.

Van een vijftig-tal soorten hogere planten, alle broedvogels, de macrofauna en de vissen zijn gelokaliseerde (ruimtelijk expliciete) gegevens voorhanden. Voor deze groepen is het dus mogelijk volledigheden op ecotoopniveau (per ecotoop en per ecotooptype) te bepalen. Bij de hogere planten is dit, gezien de soorten die geïnventariseerd zijn, beperkt tot de ecotooptypen stroomdalgrasland en oeverwalhooiland (Og1 en Og2). Deze ecotooptypen zijn samengevoegd omdat zij in de praktijk moeilijk te onderscheiden zijn bij kartering. Er zijn wel voor elk ecotooptype afzonderlijk kenmerkende soorten onderscheiden.

Van de dagvlinders zijn inventarisatiegegevens verzameld langs een telroute. De ligging van de telroute (en dus de aangesneden ecotopen) is bekend, echter de precieze locatie van de waarnemingen langs de telroute kon niet worden achterhaald. Hierdoor is voor deze groep alleen een bepaling van de volledigheid op gebiedniveau mogelijk.

Over amfibieën, reptielen en zoogdieren zijn door Tauw/Natuurbalans geen data verzameld. Wel is één en ander bekend over het voorkomen in het gebied van deze groepen uit andere studies. De resultaten hiervan zijn samengevat in Tauw/Natuurbalans (1998). Hetzelfde geldt voor de macrofauna en de vissen. Omdat bekend is welke aquatische ecotopen bemonsterd zijn, zijn de data over deze groepen wel ruimtelijk expliciet en op ecotoopniveau te gebruiken.

Over zoogdieren, amfibieën, reptielen, macrofauna en vissen is aanvullende informatie verzameld uit de oorspronkelijke bronnen, die in de tabel genoemd worden.

Tabel 17 Beschikbare monitoringdata, de herkomst ervan en mate waarin deze ruimtelijke expliciet zijn

groep van organismen	TAUW/Natuurbalans			andere bronnen	
	Ruimtelijk, in GIS	ruimtelijk, niet in GIS	niet ruimtelijk	ruimtelijk, niet in GIS	niet ruimtelijk
hogere planten - voorkomen 50 soorten	Puntwaarnemingen vnl. Stroomdalgrasl. Soorten				
[hogere planten - vegetatie-opnames]		[opnames, waarop vegetatie-kartering is gebaseerd]			
zoogdieren					Verbeek en Krekels '98; Haan '97
vogels	Verspreidingskaarten alle broedvogels				
amfibieën/reptielen					Verbeek en Krekels '98; Creemers '94
dagvlinders			transect-waarnemingen; geen plaatsaanduiding		
Macrofauna				Klink et al. '91 V.d. Schie '95	
Vissen		spreadsheet waargenomen soorten in beide strangen			

5.3 Resultaten op ecotoopniveau

5.3.1 Resultaten per afzonderlijk ecotoop

Over het voorkomen van soorten in de ecotopen zijn alleen gelokaliseerde (ruimtelijk expliciete) data voorhanden voor hogere planten, vogels, macrofauna en vissen. Figuur 2 geeft een beeld van het voorkomen van de verschillende ecotooptypen in het gebied de Duursche Waarden.

Hogere planten

In de Duursche Waarden zijn een vijftigtal soorten gekarteerd. Deze soorten bestaan hoofdzakelijk uit stroomdalgrasland-soorten. De consequentie hiervan is dat alleen voor de ecotooptypen Stroomdalgrasland en Oeverwalhooiland de volledigheid kon worden bepaald. De figuren 3 t/m 5 geven de aantallen kenmerkende soorten weer volgens de eerste methode 'literatuurstudie', in drie waarnemingsjaren. De figuren 6 t/m 8 geven de aantallen weer volgens de methode 'Runhaar'. In de figuren is niet alleen het voorkomen van de stroomdalgraslandsoorten in het ecotooptype 'Oeverwalstroomdalgrasland/Oeverwalhooiland' weergegeven, maar ook het voorkomen in de ecotopen van de andere typen.

Te zien is dat de soortenaantallen maximaal 14, respectievelijk 16 bedragen, uit een totaal van 80 (literatuurstudie) respectievelijk 101 (methode Runhaar) geselecteerde soorten. Dit zijn dus volledigheden van $14/80 = 0,18$ en $16/101 = 0,16$. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de totaalaantallen de kenmerkende soorten van beide ecotooptypen betreffen. De waargenomen soorten vallen op enkele na onder de kenmerkende soorten voor het ecotooptype Oeverwalstroomdalgrasland. Het aantal kenmerkende soorten voor dit ecotooptype alleen bedraagt bij de methode literatuurstudie 34 en bij de methode Runhaar 86. Als de volledigheden enkel op dit ecotooptype betrokken worden, bedragen zij dus ca. 0,40, respectievelijk 0,20.

De beide methoden geven globaal hetzelfde beeld. De grootste relatieve verschillen treden uiteraard op bij de ecotopen met lage aantallen kenmerkende soorten. Het gaat hier uiteraard ook om lage waarden voor de volledigheid (het soortenaantal, gedeeld door het maximaal aantal kenmerkende soorten). De lage waarden treden bovendien alleen op in ecotooptypen waarvoor de soorten niet kenmerkend zijn. De figuren illustreren ook dat het voorkomen van stroomdalgraslandsoorten niet beperkt is tot het ecotooptype 'Oeverwalstroomdalgrasland' (en Oeverwalhooiland). In paragraaf 5.3.2 wordt hierop ingegaan.

Vogels

Als we kijken naar de aantallen kenmerkende soorten per ecotoop valt het volgende op (figuur 9 t/m 11). De soortenaantallen zijn in het algemeen laag ten opzichte van het maximum: de volledigheid bedraagt maximaal ongeveer 25%. Daarbij worden de hoogste waarden gehaald in het grote moerassig zachthoutoobos-ecotoop bij de afgesloten strang en in het grote oeverwalstroomdalgrasland-ecotoop tussen de afgesloten strang en de rivier. De volledigheden wisselen vrij sterk van jaar tot jaar.

Macrofauna

De macrofauna is niet door Tauw/Natuurbalans bemonsterd. Gegevens zijn ontleend aan Klink et al. (1991) en Van de Schie (1995). Tabel 18 geeft het voorkomen van kenmerkende soorten in het ecotoop van het type 'Aangekoppelde strang' (Ws1) en in het ecotoop van het type 'Stagnante strang' (Ws3).

Opvallend is dat in de stagnante strang geen enkele kenmerkende soort aanwezig is, terwijl een aantal van deze soorten wel zijn aangetroffen in delen van de aangekoppelde strang. Hierbij dient opgemerkt te worden dat de gegevens van de aangekoppelde strang op een uit twee delen bestaand vrij groot waterecotoop is gebaseerd, dat in 1989, 1991 en 1993 is bemonsterd. De gegevens van de stagnante strang zijn gebaseerd op het enige ecotoop van dit type, dat vrij klein is en bovendien alleen in 1991 is bemonsterd. Van alle bemonsterde wateren heeft de stagnante strang de op één na laagste soortenrijkdom (Klink et al., 1991), hetgeen ook tot uiting komt in het lage aantal kenmerkende soorten.

Tabel 18 Waargenomen en niet waargenomen kenmerkende soorten macrofauna in de Duursche Waarden in 1989 t/m 1993 in de ecotooptypen 'Aangekoppelde strang' (Ws1) en 'Stagnante strang' (Ws3). Vet = waargenomen. * = stagnante strang met hydrodynamiek 5 (<20 dagen per jaar overstroomd); **=stagnante strang met hydrodynamiek 6 (<2 dagen per jaar overstroomd)

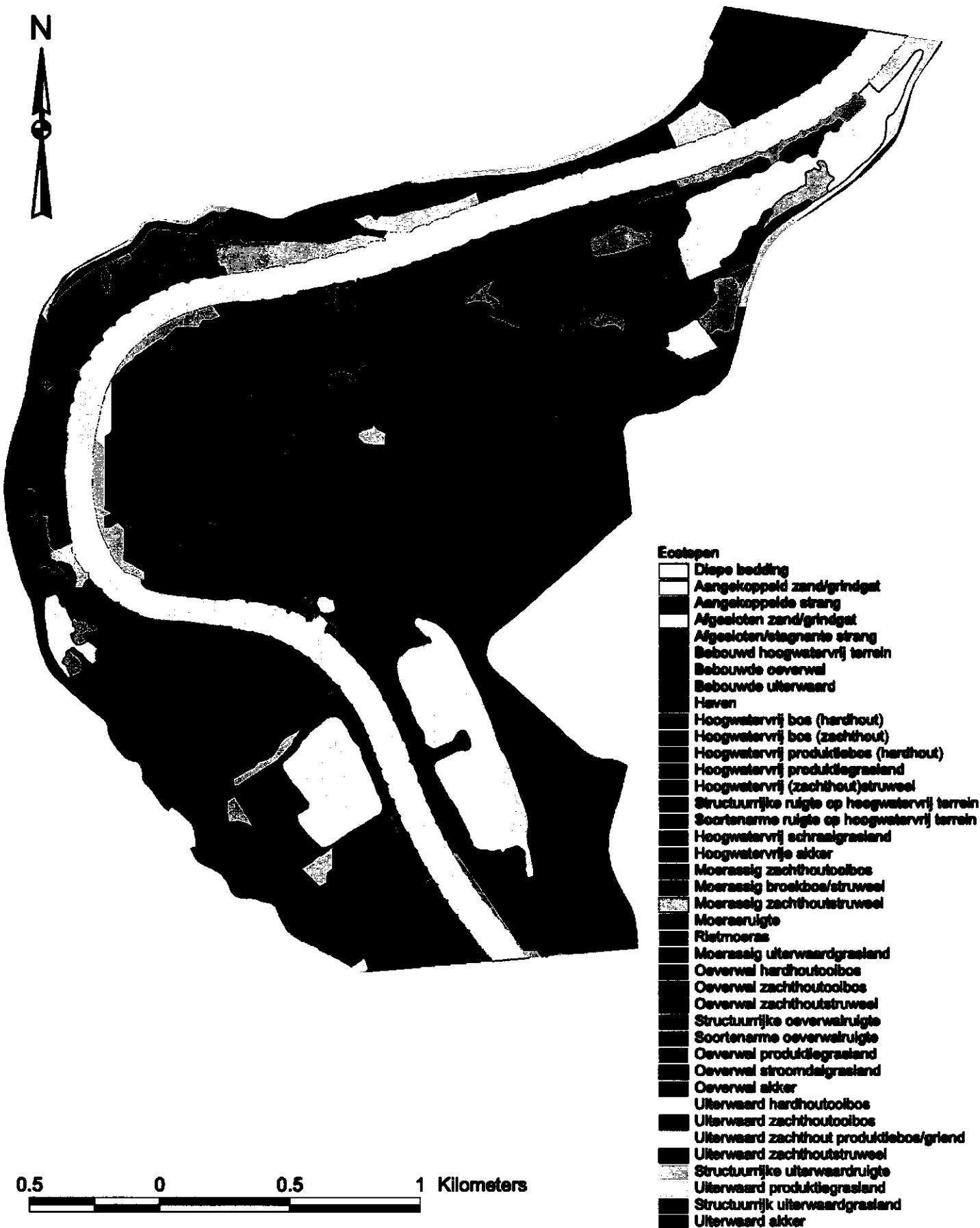
Taxon	aangekoppelde strang		stagnante strang	
Bivalvia (tweekleppigen)	Pisidium supinum (filtreerder) Unio pictorum (filtreerder)		Sphacrium corneum (filtreerder)	
Coleoptera (kevers)			Helophorus brevipalpis (predator) Laccophilus minutus (predator)	
Crustacea (kreeftachtigen)	Gammarus tigrinus (verknipper)		Chaoborus flavicans (**)	
Diptera (vliegen en muggen)	Polypedilum nubeculosum (filtreerder)		Cricotopus sylvestris (vergaarder)	
Gastropoda (slakken)	Physa acuta (grazer)		Bithynia leachi** (grazer)	
Heteroptera (wantsen)			Valvata cristata (grazer)	
Hirudinea (bloedzuigers)			Gerris odontogaster (predator)	
Trichoptera (kokerjuffers)	Oecetis ochracea (verknipper)		Sigara striata (predator)	
			Erpobdella testacea* (predator)	
			Glossiphonia heteroclita** (predator)	
			Tiaenodes bicolor (verknipper)	
VOLLEDIGHEID ECOTOOP	0,83	(5/6)	0,00	(0/12)

Vissen

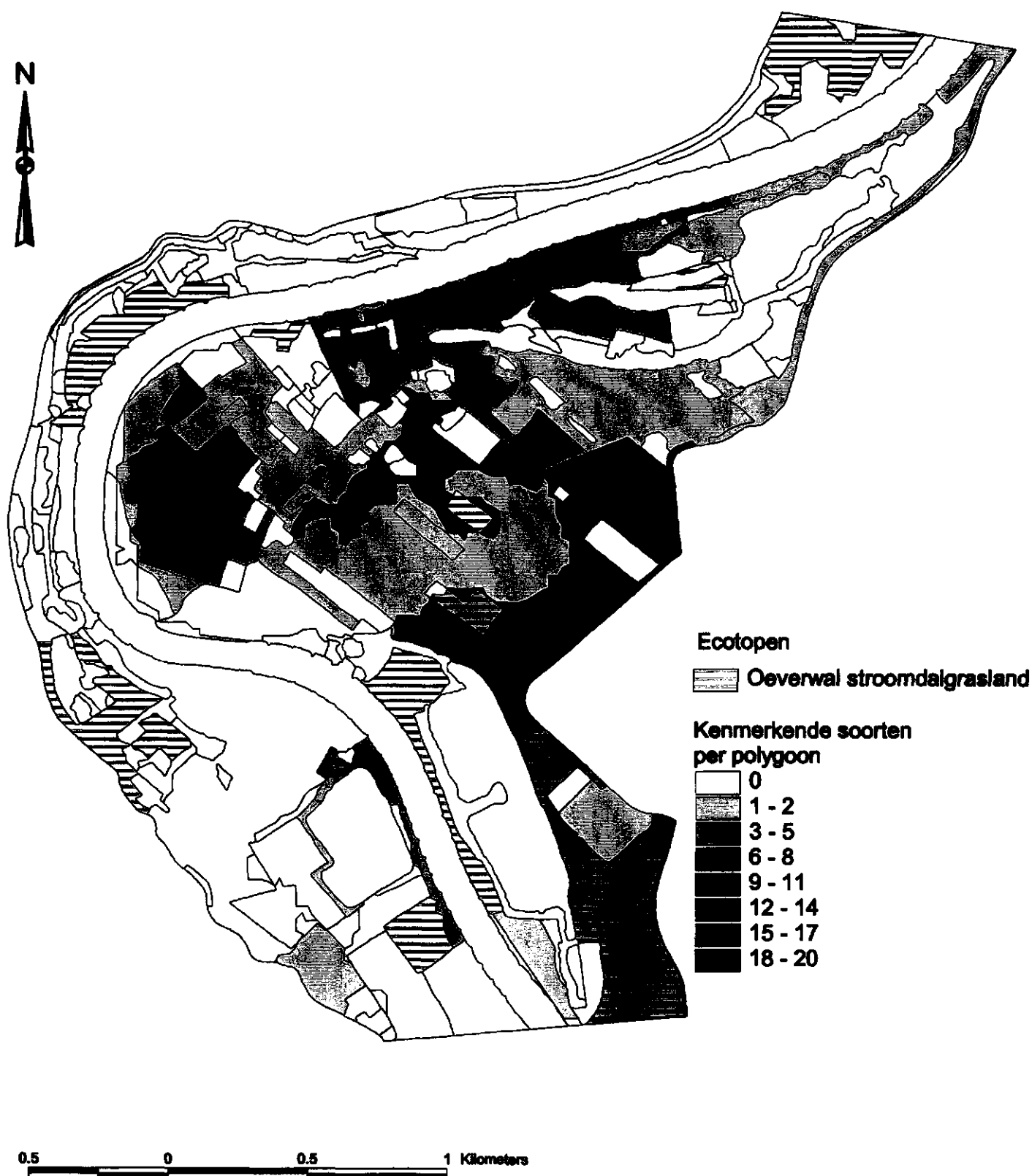
Van de geselecteerde kenmerkende soorten zijn in het ecotoop van het type 'Aangekoppelde strang' (Ws1) drie van de vier soorten aanwezig, en in het ecotoop van het type 'Stagnante strang' (Ws3) twee van de vijf soorten. Ook hier geldt dus dat de aangekoppelde strang een hogere volledigheid haalt dan de stagnante strang, zij het dat het aantal kenmerkende soorten dat geselecteerd is (vier) laag is om uitspraken op te baseren. Tabel 19 geeft aan welke van de kenmerkende soorten zijn waargenomen in de beide ecotooptypen.

Tabel 19 Waargenomen en niet waargenomen kenmerkende vissoorten in de Duursche Waarden in 1992 en 1996, in de ecotopen van het type 'Aangekoppelde strang' (Ws1) en 'Stagnante strang' (Ws3). + = kenmerkend, waargenomen; - = kenmerkend, niet waargenomen

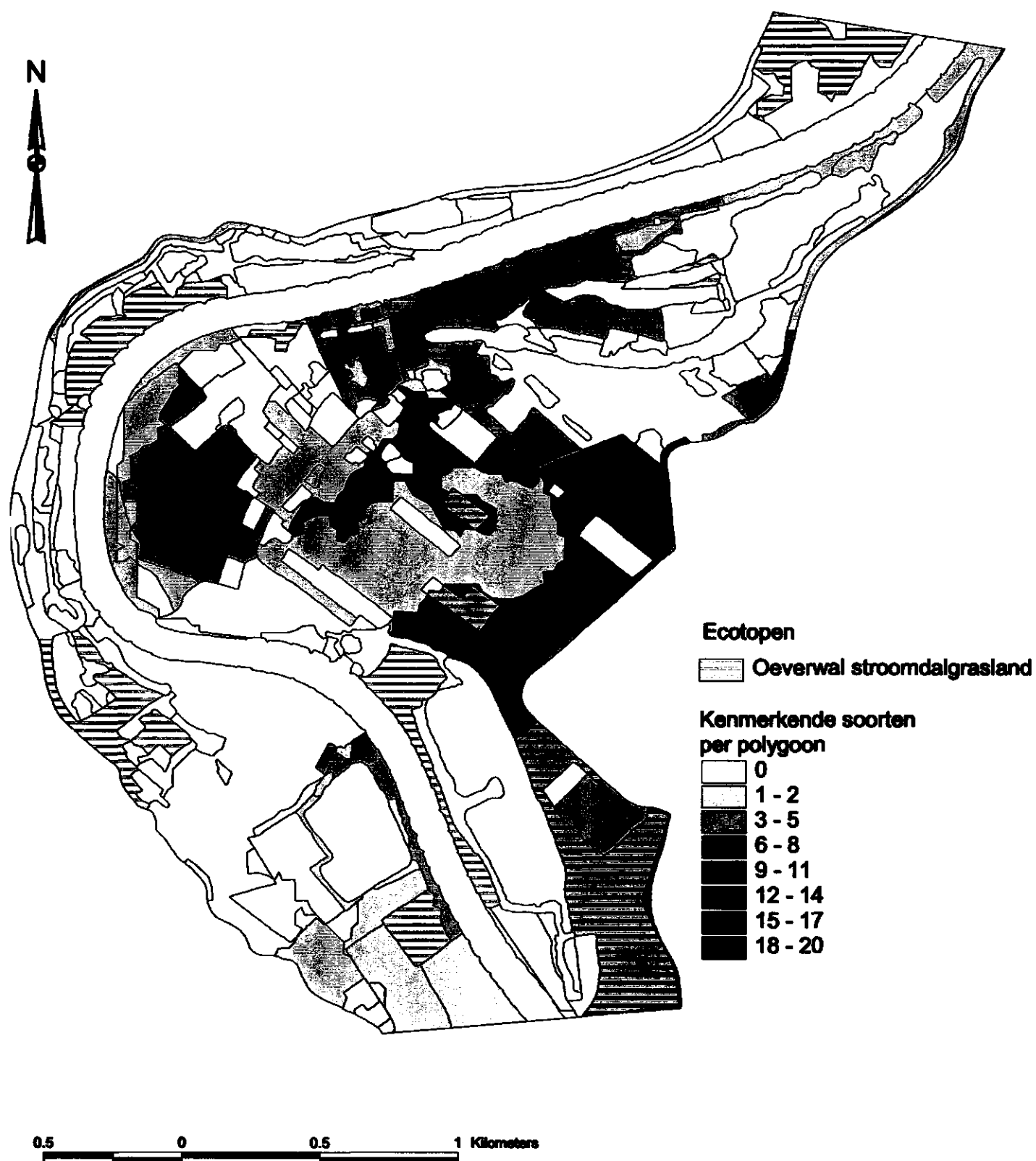
soort	aangekoppelde strang		stagnante strang	
Bittervoorn (<i>Rhodeus sericeus amarus</i>)			+	
Grote modderkruiper (<i>Misgurnus fossilis</i>)			-	
Kleine modderkruiper (<i>Cobitis taenia</i>)	+			
Kroeskarper (<i>Carassius carassius</i>)			-	
Pos (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	+			
Riviergrondel (<i>Gobio gobio</i>)	-			
Ruisvoorn (<i>Scardinius erythrophthalmus</i>)			-	
Winde (<i>Leuciscus idus</i>)	+			
Zeelt (<i>Tinca tinca</i>)			+	
VOLLEDIGHEID ECOTOOP	0,75	(3/4)	0,40	(2/5)



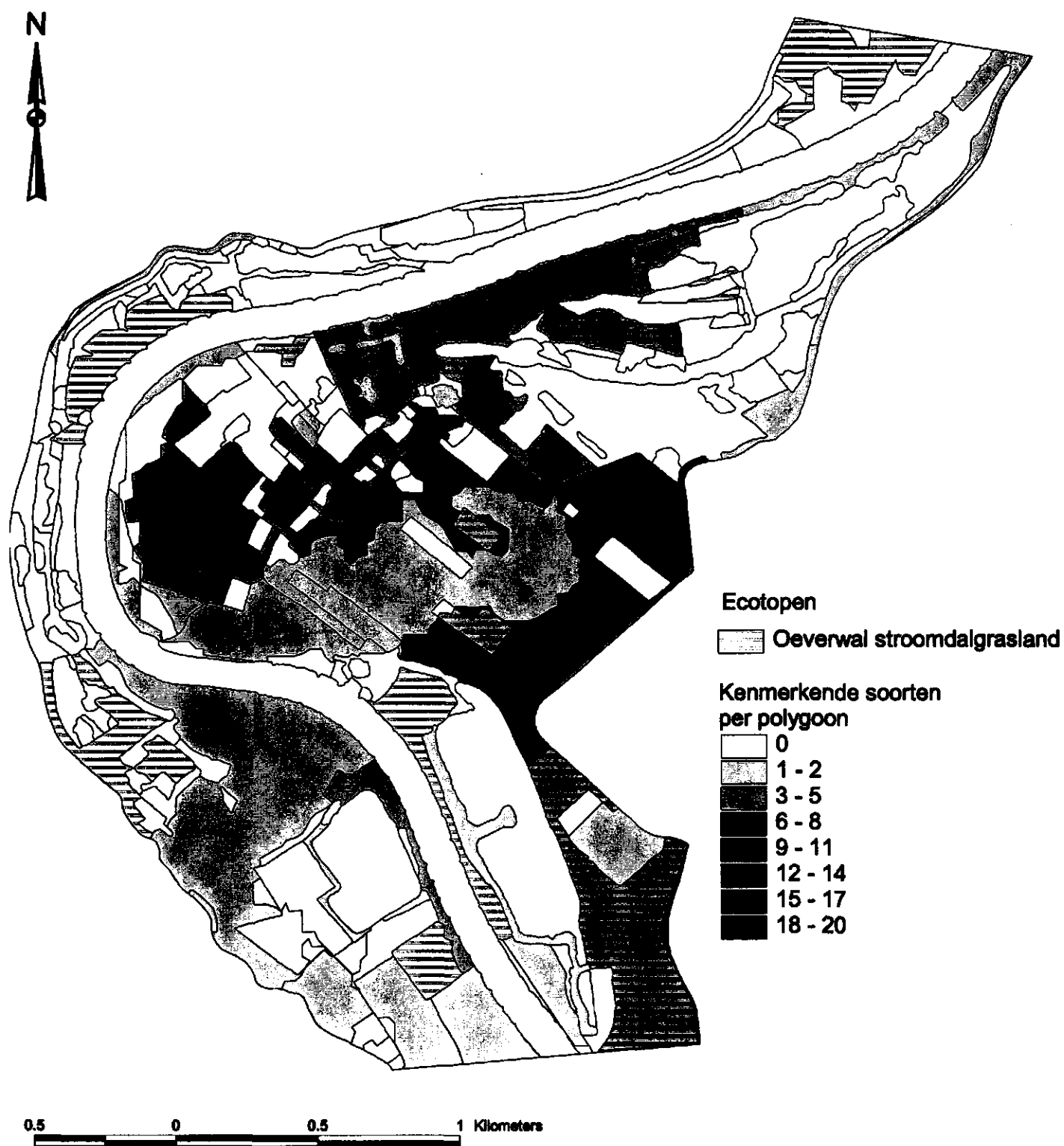
Figuur 2. Voorkomen van de verschillende ecotoptypen van het RES in de Duursche Waarden (bron: RIZA).



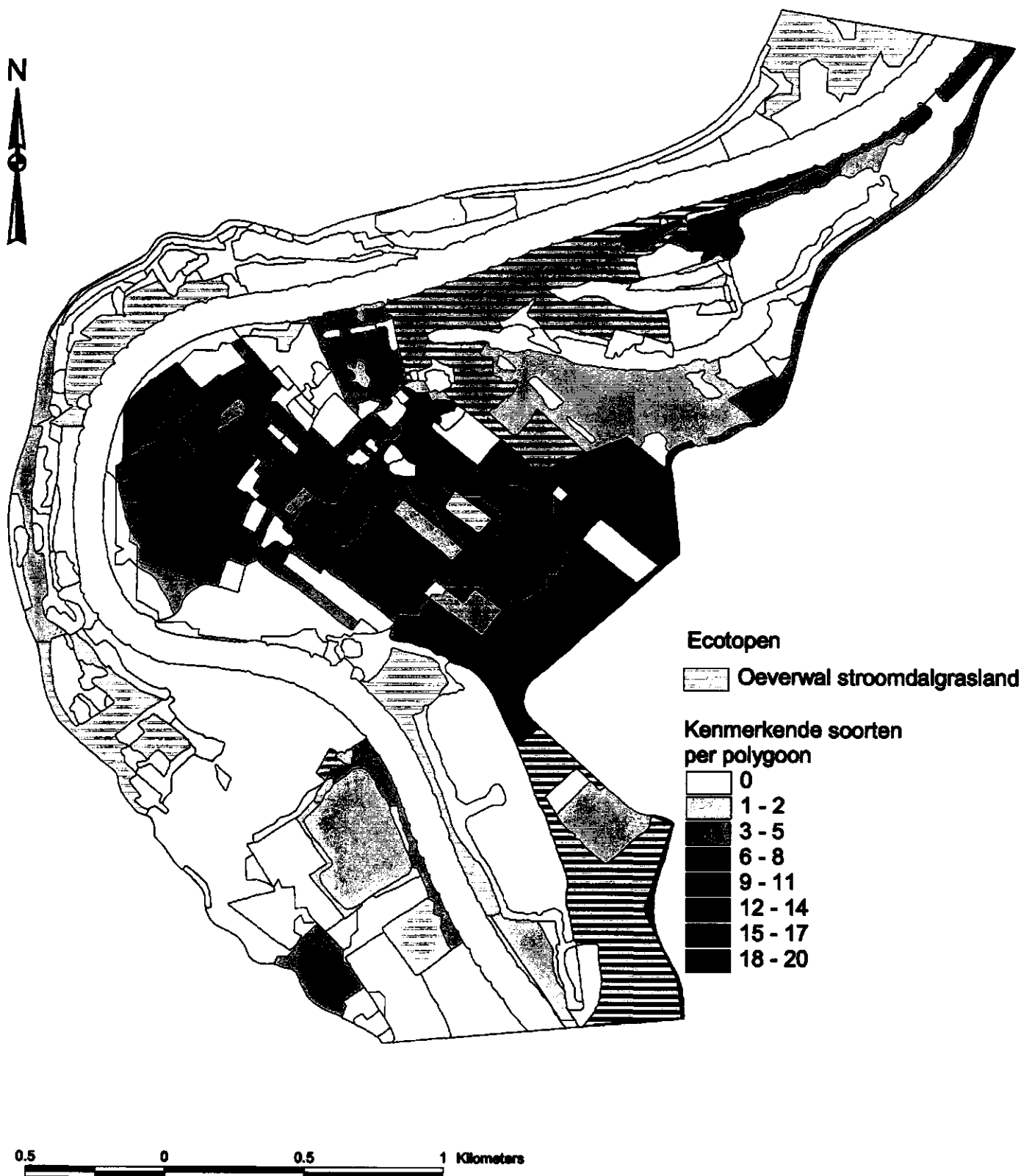
Figuur 3. Voorkomen van de kenmerkende plantensoorten voor het ecotooptype "Overwalstroomdalgrasland" in de Duursche Waarden, volgens de methode "literatuurstudie". Waarnemingsjaar 1992. Uitleg in de tekst.



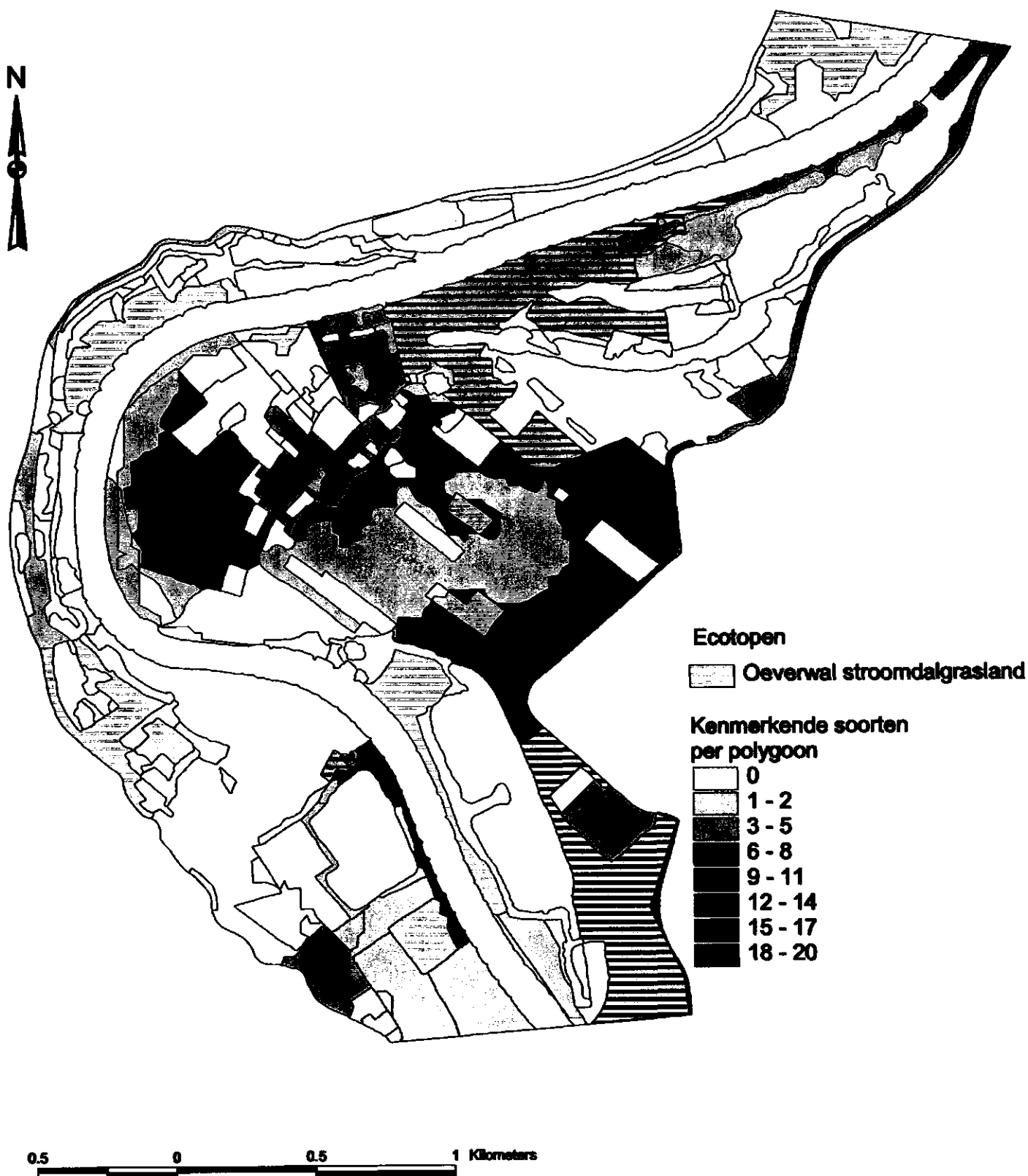
Figuur 4. Voorkomen van de kenmerkende plantensoorten voor het ecotooptype "Overwalstroomdalgrasland" in de Duursche Waarden, volgens de methode "literatuurstudie". Waarnemingsjaar 1994. Uitleg in de tekst.



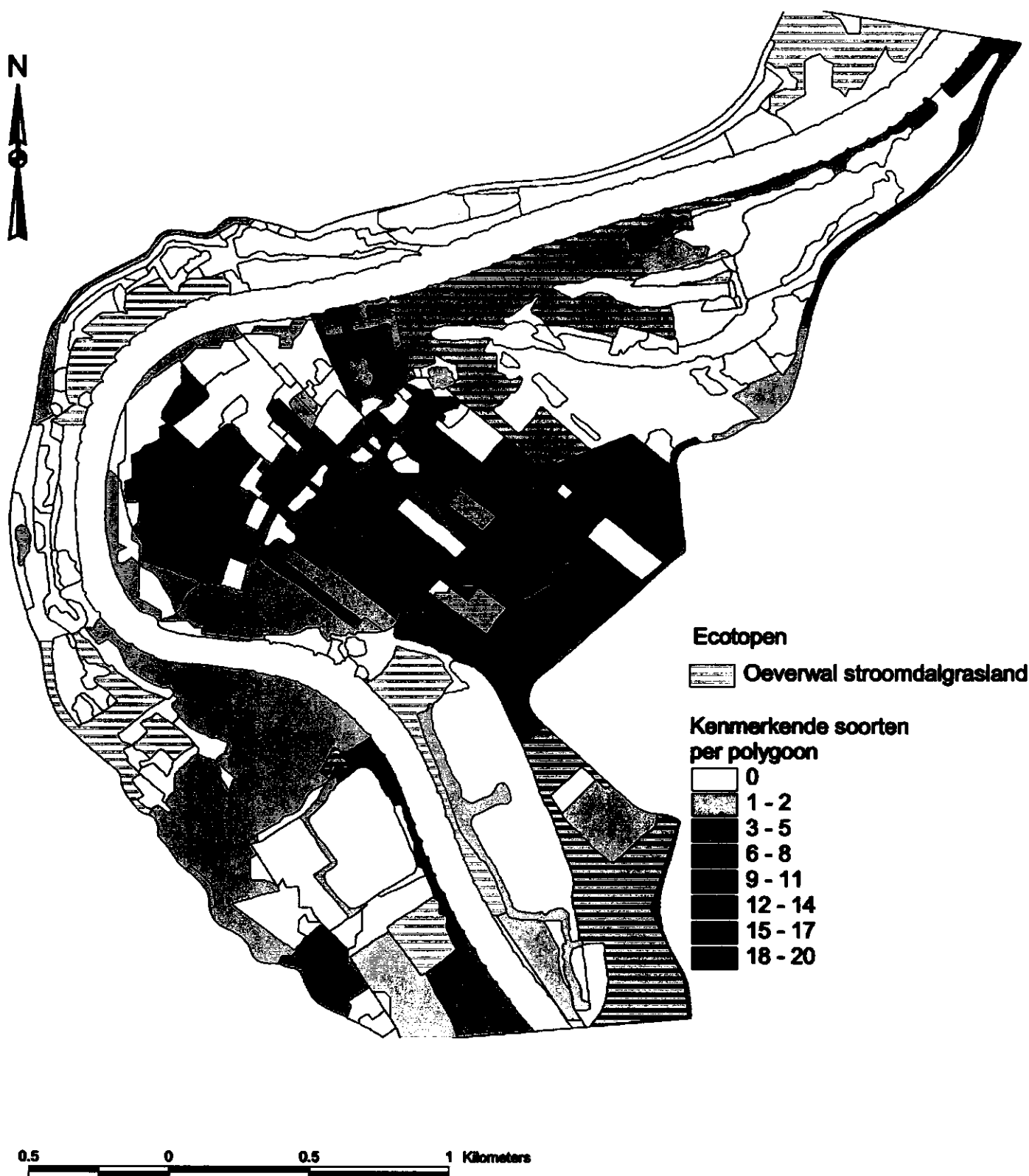
Figuur 5. Voorkomen van de kenmerkende plantensoorten voor het ecotooptype "Overwalstroomdalgrasland" in de Duursche Waarden, volgens de methode "literatuurstudie". Waarnemingsjaar 1996. Uitleg in de tekst.



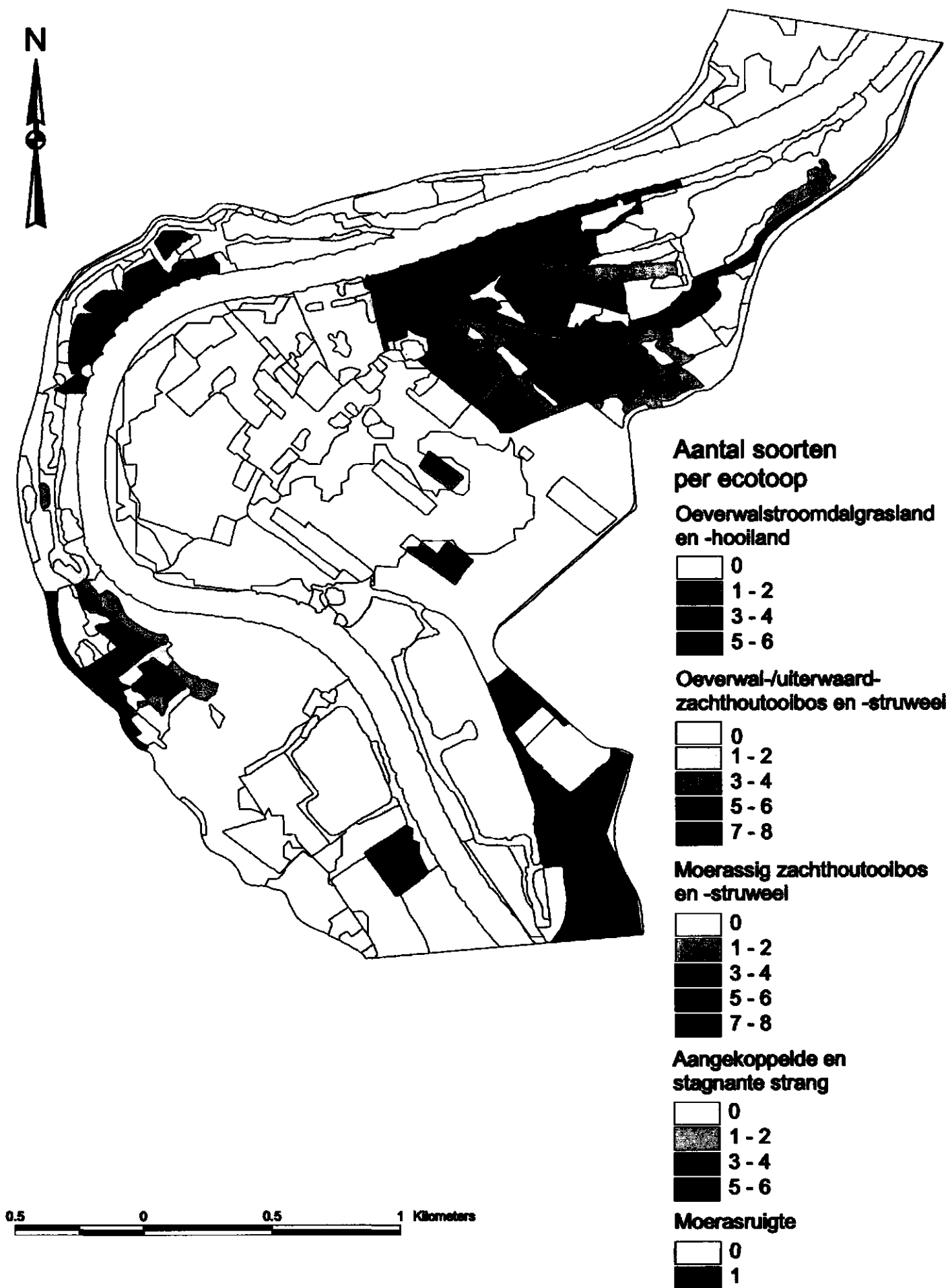
Figuur 6. Voorkomen van de kenmerkende plantensoorten voor het ecotooptype "Overwalstroomdalgrasland" in de Duursche Waarden, volgens de methode "Runhaar". Waarnemingsjaar 1992. Uitleg in de tekst.



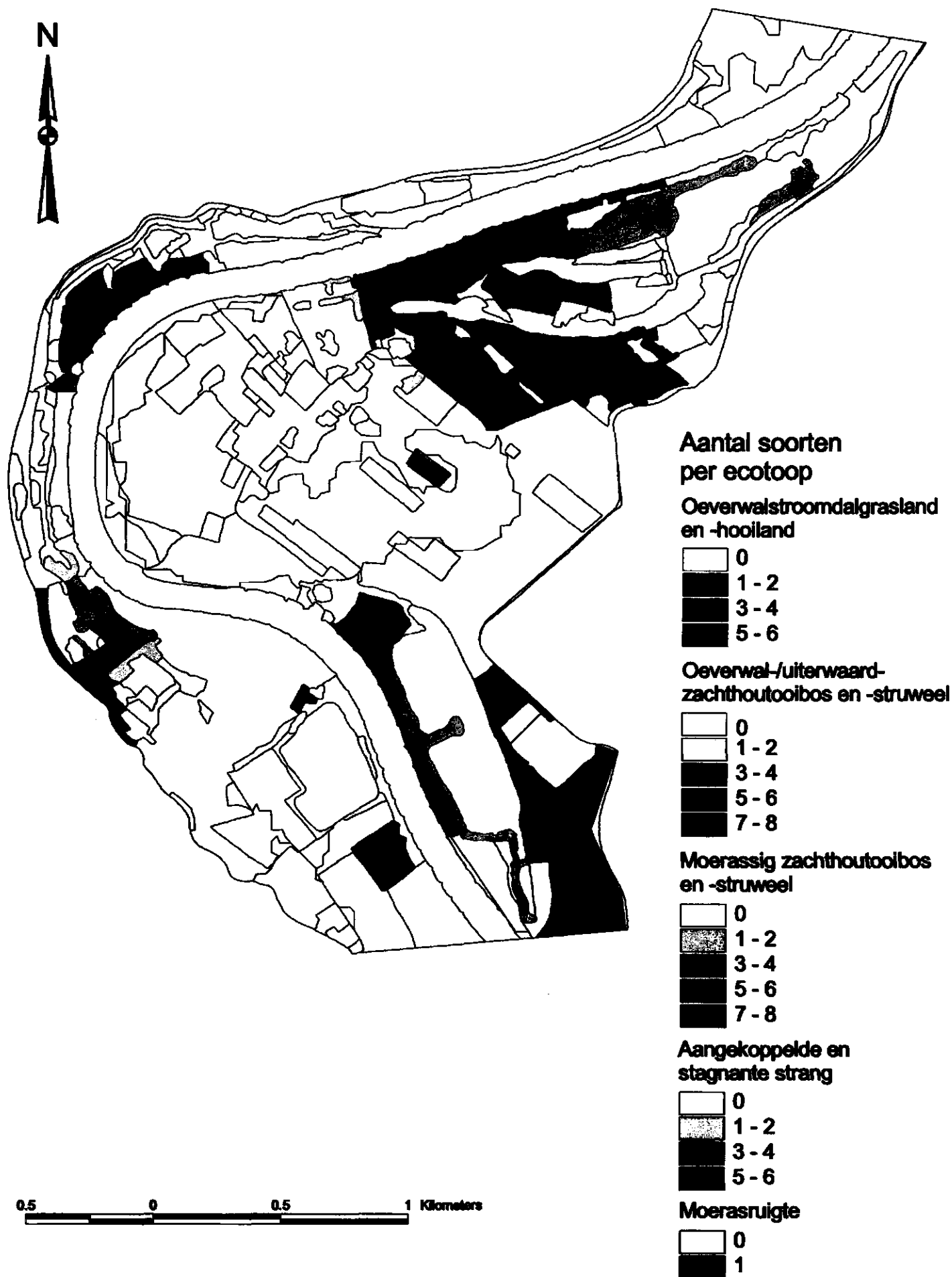
Figuur 7. Voorkomen van de kenmerkende plantensoorten voor het ecotooptype "Overwalstroomdalgrasland" in de Duursche Waarden, volgens de methode "Runhaar". Waarnemingsjaar 1994. Uitleg in de tekst.



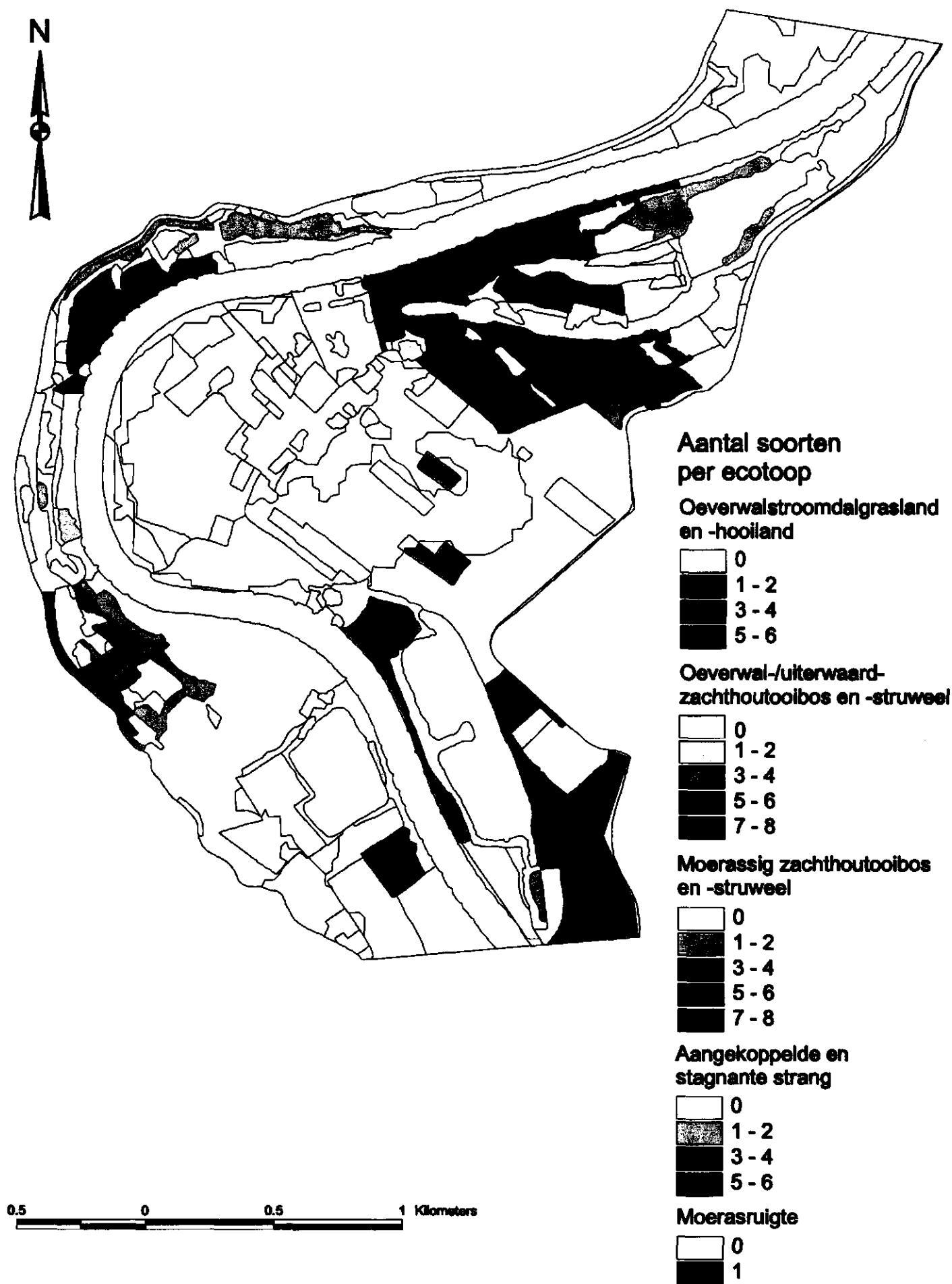
Figuur 8. Voorkomen van de kenmerkende plantensoorten voor het ecotooptype "Overwalstroomdalgrasland" in de Duursche Waarden, volgens de methode "Runhaar". Waarnemingsjaar 1996. Uitleg in de tekst.



Figuur 9. Voorkomen van de kenmerkende vogelsoorten voor het ecotooptype "Overwalstroombalgrasland" in de Duursche Waarden. Waarnemingsjaar 1992. Uitleg in de tekst.



Figuur 10. Voorkomen van de kenmerkende vogelsoorten voor het ecotooptype "Overwalstroombalgrasland" in de Duursche Waarden. Waarnemingsjaar 1994. Uitleg in de tekst.



Figuur 11. Voorkomen van de kenmerkende vogelsoorten voor het ecotooptype "Overwalstroombalgrasland" in de Duursche Waarden. Waarnemingsjaar 1996. Uitleg in de tekst.

5.3.2 Resultaten per ecotooptype

In deze paragraaf wordt het voorkomen van kenmerkende soorten per ecotooptype onderzocht, waarbij als eis wordt gesteld dat de soorten tenminste in één ecotoop van het betreffende type voorkomen. De resultaten geven daarmee aan welke mate van volledigheid van kenmerkende soorten bereikt werd per ecotooptype.

Hogere planten

Indien de data toereikend waren geweest, zou het mogelijk zijn geweest de volledigheden voor alle geselecteerde ecotooptypen te bepalen. Zoals vermeld, is dit alleen mogelijk voor de ecotooptypen Stroomdalgrasland/Oeverwalhooiland (Og1/2). Dit is weergegeven in tabel 20. Deze tabel zou dus eigenlijk uit één rij moeten bestaan: het geaggregeerde voorkomen van kenmerkende soorten van ecotooptype Og1/2 in alle ecotopen van dit type. We geven echter de waargenomen soorten en volledigheden van de stroomdalgraslandsoorten in *alle* ecotooptypen. Hiermee wordt de 'ecotoop-trouw' van de kenmerkende soorten geïllustreerd, bij de gebruikte methoden: 'literatuurstudie' en 'methode Runhaar'. Bij de laatstgenoemde methode worden gewichten aan de kenmerkende soorten toegekend voor de mate van kenmerkendheid. Ter illustratie van het effect hiervan, is het aantal kenmerkende soorten per ecotooptype zowel ongewogen (alle soorten hebben gewicht 1) als gewogen (gewichten volgens aanhangsel B) weergegeven.

Het ecotooptype Og1/2 springt er duidelijk uit met betrekking tot het voorkomen van de 'eigen' soorten. Dit was ook te verwachten. Andere ecotooptypen die relatief hoge waarden hebben, zijn deels min of meer ecologisch verwant aan dit ecotooptype, zoals Hoogwatervrij schraalgrasland, Structuurrijk uiterwaardgrasland en Structuurrijke ruigte op Hoogwatervrij terrein. Een aantal productiegrasland-ecotopen (Hoogwatervrij productiegrasland, Oeverwal productiegrasland en Uiterwaard productiegrasland) hebben relatief hoge waarden omdat hier dijken doorheen lopen waar de stroomdalgrasland-planten op groeien. Voor een zuiver beeld zouden deze dijken eigenlijk apart gekarteerd moeten worden. Het voorkomen van stroomdalgraslandsoorten in het ecotooptype Hoogwatervrij bos (hardhout) hangt samen met de aanwezigheid van stukken grasland in het bos, die blijkbaar als bos gekarteerd zijn.

Uit de vergelijking van de 'literatuurstudie' met de 'methode Runhaar' komen geen grote verschillen naar voren, voor zover dat beoordeeld kan worden aan de hand van één ecotooptype. Ook het effect van het toekennen van een weging lijkt bij deze vergelijking zeer gering: alle drie de berekeningen hebben onderlinge correlaties van meer dan 0,99 (Pearson product-moment correlatie-index).

Tabel 20 Aantallen waargenomen kenmerkende soorten voor de ecotooptypen Stroomdalgrasland en Oeverwalhooiland (Og1/2) in alle voorkomende ecotooptypen (geaggregeerd voor alle ecotopen van hetzelfde type). De theoretisch maximale waarden (alle soorten aanwezig) bedragen voor literatuurstudie' 80, voor de 'methode Runhaar' - ongewogen 101, en voor de 'methode Runhaar'-gewogen 27,55.

Ecotooptype	OPP, (ha)	Literatuur- studie				Methode Runhaar - ongewogen				Methode Runhaar - gewogen			
		'92	'94	'96	gemid- delde	'92	'94	'96	gemid- delde	'92	'94	'96	gemid- delde
Aangekoppeld zand/grindgat		0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Aangekoppelde strang	22,1	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Afgesloten zand/grindgat	38,3	0	0	0	0,00	1	0	0	0,33	0,40	0,00	0,00	0,13
Afgesloten/stagnante strang	24,7	0	0	0	0,00	0	0	1	0,33	0,00	0,00	0,20	0,07
Bebouwd hoogwatervrij terrein	16,5	1	0	2	1,00	1	0	2	1,00	0,23	0,00	0,85	0,36
Bebouwde oeverwal	4,5	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bebouwde uiterwaard	8,1	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Diepe bedding	79,2	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Haven	0,5	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hoogwatervrij (zachthout)struweel	0,5	1	1	2	1,33	1	1	2	1,33	0,35	0,35	0,85	0,52
Hoogwatervrij bos (hardhout)	23,1	5	5	4	4,67	8	6	4	6,00	2,38	2,18	1,55	2,04
Hoogwatervrij bos (zachthout)	0,6	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hoogwatervrij productiebos (hardhout)	1,0	0	1	0	0,33	0	2	0	0,67	0,00	0,43	0,00	0,14
Hoogwatervrij productiegrasland	51,3	8	6	7	7,00	11	9	8	9,33	3,00	2,38	2,50	2,63
Hoogwatervrij schraalgrasland	4,8	7	9	9	8,33	11	11	12	11,33	3,23	3,60	3,25	3,36
Hoogwatervrije akker	15,6	3	1	1	1,67	4	1	1	2,00	1,28	0,23	0,35	0,62
Moerasruigte	8,4	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Moerassig broekbos/struweel	1,3	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Moerassig uiterwaardgrasland	3,4	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Moerassig zachthoutoibos	38,3	2	1	1	1,33	4	2	1	2,33	1,52	0,30	0,20	0,67
Moerassig zachthoutstruweel	9,1	0	0	0	0,00	0	1	1	0,67	0,00	0,20	0,23	0,14
Oeverwal akker	16,4	0	1	1	0,67	0	2	1	1,00	0,00	0,63	0,35	0,33
Oeverwal hardhoutoibos	4,4	2	2	0	1,33	3	2	0	1,67	1,20	0,75	0,00	0,65
Oeverwal productiegrasland	113,4	11	10	7	9,33	13	14	9	12,00	4,00	4,40	2,42	3,61
Oeverwal stroomdalgrasland/	101,3	16	17	12	15,00	21	22	18	20,33	6,62	6,87	5,53	6,34

oeverwalhooiland													
Oeverwal zachthoutoibos	3,9	1	3	5	3,00	2	6	8	5,33	0,50	1,63	2,28	1,47
Oeverwal zachthoutstruweel	0,4	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Rietmoeras	10,6	0	0	0	0,00	0	1	0	0,33	0,00	0,20	0,00	0,07
Soortenarme oeverwalruigte	1,6	1	2	3	2,00	3	3	4	3,33	0,70	0,53	1,58	0,94
Soortenarme ruigte op hoogwatervrij terrein	0,5	0	0	2	0,67	0	0	2	0,67	0,00	0,00	0,85	0,28
Structuurrijk uiterwaardgrasland	25,1	3	5	5	4,33	5	7	7	6,33	1,13	1,68	1,83	1,55
Structuurrijke oeverwalruigte	7,1	1	0	1	0,67	1	1	2	1,33	0,23	0,40	0,45	0,36
Structuurrijke ruigte op hoogwatervrij terrein	7,3	4	3	3	3,33	5	4	3	4,00	1,13	1,03	1,35	1,17
Structuurrijke uiterwaardruigte	3,6	2	2	2	2,00	3	3	4	3,33	3,00	0,72	1,18	1,63
Uiterwaard akker	5,8	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Uiterwaard hardhoutoibos	0,8	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Uiterwaard productiegrasland	26,9	1	3	3	2,33	3	4	4	3,67	0,83	1,23	1,45	1,17
Uiterwaard zachthout productiebos/griend	0,4	0	0	1	0,33	0	0	1	0,33	0,00	0,00	0,35	0,12
Uiterwaard zachthoutoibos	3,1	1	2	2	1,67	2	3	3	2,67	0,63	0,73	1,10	0,82
Uiterwaard zachthoutstruweel	0,3	0	0	0	0,00	0	0	0	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00

Vogels

Tabel 21 geeft de aantallen waargenomen soorten in de ecotopen per ecotooptype voor de drie waarnemingsjaren 1992, 1994 en 1996. Deze waarden zijn ongewogen, dat wil zeggen dat soorten volledig meetellen bij alle ecotopen waarvoor zij kenmerkend zijn, indien zij daarbinnen zijn waargenomen. De maxima liggen hier uiteraard iets hoger (tot ruim 30%) dan in de afzonderlijke ecotopen (figuur 5.11 t/m 5.13) en er is ook hier sprake van stevige schommelingen van jaar tot jaar. Dit betreft vooral de waterecotooptypen. Deze zijn ten dele aangelegd. De bos-ecotooptypen laten een heel duidelijk successie-effect zien: naarmate de ectopen ouder worden gaan meer eigen soorten optreden. Dit geldt zowel voor de ooibossen (Ob3/4 en Ub3/4) als voor de moerasbosecotooptypen (Mb3/4). Indien dit niet een gevolg is van verschillen in waarnemingsmethode, is het een aanwijzing dat het voor vogels verstandig is om de bepaling van de volledigheid op meerdere jaren te baseren.

Tabel 22 geeft de waarden die verkregen worden bij een gewogen berekening. Vogelsoorten die kenmerkend geacht worden voor n ecotooptypen, tellen per ecotooptype slechts mee met een waarde van 1/n. Tabel 22 geeft ongeveer hetzelfde beeld als tabel 21. Het verloop in de tijd is overeenkomstig.

Tabel 21 Aantallen waargenomen kenmerkende vogelsoorten en volledigheden in de geselecteerde ecotootypen (geaggregeerd voor alle ecotopen van hetzelfde type). Ongewogen berekening

RES-code	Ecotootype	1992	1994	1996	Maximum	Gemiddelde volledigheid	Maximale volledigheid
Ws-1	aangekoppelde strang	7	1	5	28	0,15	0,25
Ws-3	stagnante strang	7	1	5	28	0,15	0,25
Og-1/2	oeverwalstroomdalgrasland/ oeverwal-hooiland	6	7	8	30	0,23	0,27
Ob3/4, Ub3/4	oeverwal zachthoutooibos/ struweel, uiterwaardzachthoutooibos/ -struweel	3	2	12	31	0,18	0,39
Mb-3/4	moerassig zachthoutooibos/broekbos	3	7	8	22	0,27	0,36
Mr-1	moerasruigte	1	2	1	32	0,04	0,06

Tabel 22 Aantallen waargenomen kenmerkende vogelsoorten en volledigheden in de geselecteerde ecotootypen (geaggregeerd voor alle ecotopen van hetzelfde type). Gewogen berekening

Ws-1	aangekoppelde strang	1,68	0,2	1,28	7,78	1,05	0,22
Ws-3	stagnante strang	1,68	0,2	1,28	8,45	1,05	0,20
Og-1/2	oeverwalstroomdalgrasland/ oeverwal-hooiland	4,83	5,83	6,7	23,85	5,79	0,28
Ob3/4, Ub3/4	oeverwal zachthoutooibos/ struweel, uiterwaardzachthoutooibos/ -struweel	2,20	1,20	10,03	22,18	4,48	0,45
Mb-3/4	moerassig zachthoutooibos/broekbos	0,65	1,55	2,05	6,70	1,42	0,31
Mr-1	moerasruigte	0,25	0,50	0,78	12,67	0,51	0,06

5.4 Resultaten op gebiedniveau

In deze paragraaf wordt het voorkomen van kenmerkende soorten op gebiedniveau onderzocht, waarbij niet als eis wordt gesteld dat de soorten daadwerkelijk in één of meer ecotopen van het betreffende type voorkomen. Alle voor een ecotootype kenmerkende soorten worden aan het type toegekend, mits ze ergens in het gebied zijn waargenomen.

Hogere planten

Alleen voor het ecotootype Stroomdalgrasland/Oeverwalhooiland (Og1/2) kan de volledigheid bepaald worden. Deze bedraagt 15 voor de 'literatuurstudie' en 20 voor de 'methode Runhaar'.

Vogels

Tabel 23 geeft de ongewogen volledigheden weer per ecotootype. Als we de gegevens vergelijken met tabel 21, dan valt allereerst op dat de aantallen een stuk hoger liggen, en daardoor de volledigheden ook. Dat hangt samen met het feit dat hier ook kenmerkende soorten meetellen als zij zijn waargenomen buiten de ecotopen van het betreffende type waarvoor ze kenmerkend zijn. Daarnaast speelt hierbij een grote

rol dat de soorten niet gewogen zijn. Een soort die voor vier ecotooptypen kenmerkend is, telt dus viermaal mee, ook al is hij slechts eenmaal waargenomen. De soorten die nu extra bijdragen aan de volledigheid maar die niet in de betreffende ecotooptypen zijn waargenomen, blijken voor een groot deel te bestaan uit soorten die voor meer ecotooptypen kenmerkend worden beschouwd. Deze soorten zijn in het algemeen te beschouwen als minder kenmerkend voor afzonderlijke ecotooptypen - zij zijn immers niet aan een enkel ecotooptype gebonden.

Verder valt onder andere op dat de teruggang van 1992 naar 1994 die vooral bij de ecotooptypen WS1 en WS3 te zien is in tabel 21, in tabel 23 ontbreekt. Tabel 23 vertoont een globaal duidelijkere stijgende lijn over de jaren. Blijkbaar blijven de kenmerkende soorten van deze ecotooptypen wel in het gebied aanwezig maar worden zij niet waargenomen in de betreffende ecotopen.

Tabel 24 geeft de gewogen volledigheden weer per ecotooptype. De tabel geeft in grote lijnen hetzelfde beeld als tabel 23. Echter, de toename in de tijd van de volledigheid, die in tabel 23 bij alle ecotooptypen optreedt, is hier relatief geringer. Dit komt omdat soorten die later in het gebied verschijnen voor een aanzienlijk deel van het bovengenoemde type zijn, dat voor meer ecotooptypen kenmerkend worden beschouwd. Bij een ongewogen berekening nemen daardoor de volledigheden in alle ecotooptypen sterk toe in de tijd. Bij weging wordt dit effect getemperd.

Tabel 23 Waargenomen kenmerkende vogelsoorten (voor de ecotopen) in de Duursche Waarden. Hierbij is alleen gelet op aanwezigheid in het gebied, niet op het ruimtelijk voorkomen in de bijbehorende ecotopen. Ongewogen berekening

RES-code	Ecotooptype	1992	1994	1996	Maximum	Gemiddelde volledigheid	Maximale volledigheid
Ws-1	aangekoppelde strang	12	13	16	28	0,49	0,57
Ws-3	stagnante strang	12	13	16	28	0,49	0,57
Og-1/2	oeverwalstroomdalgrasland/ oeverwal-hooiland	12	10	17	30	0,43	0,57
Ob3/4, Ub3/4	oeverwalzachthoutooibos/- struweel, uiterwaardzachthoutooibos/ -struweel	12	14	24	31	0,54	0,77
Mb-3/4	moerassig zachthoutooibos/broekbos	9	11	16	22	0,55	0,73
Mr-1	moerasruigte	11	14	17	32	0,44	0,53

Tabel 24 Waargenomen kenmerkende vogelsoorten (voor de ecotopen) in de Duursche Waarden. Hierbij is alleen gelet op aanwezigheid in het gebied, niet op het ruimtelijk voorkomen in de bijbehorende ecotopen. Gewogen berekening

RES-code	Ecotooptype	1992	1994	1996	Maximum	Gemiddelde volledigheid	maximale volledigheid
Ws-1	aangekoppelde strang	3,05	3,25	3,87	7,78	3,39	0,50
Ws-3	stagnante strang	3,05	3,25	3,87	8,45	3,39	0,46
Zs-6	krib	-	-	-	1,37	-	-
Og-1/2	oeverwalstroomdalgrasland/ oeverwal-hooiland	6,02	5,83	6,7	23,85	6,18	0,28
Ob3/4, Ub3/4	oeverwal zachthoutooibos/ struweel, uiterwaardzachthoutooibos/ -struweel	9,23	10,3	19,77	22,18	13,10	0,89
Mb-3/4	moerassig zachthoutooibos/broekbos	2,18	2,80	4,42	6,70	2,18	0,33
Mr-1	moerasruigte	1,4	1,6	1,85	12,67	1,62	0,15

Amfibieën, reptielen en zoogdieren

Van de amfibieën, reptielen en zoogdieren zijn zoals eerder vermeld door de combinatie Tauw-Natuurbalans geen data verzameld. Wel is één en ander bekend over het voorkomen van deze groepen uit andere studies. De resultaten hiervan zijn samengevat in Tauw/Natuurbalans (1998). Hieruit valt de aanwezigheid van een aantal soorten af te leiden op gebiedsniveau. De informatie staat geen ruimtelijke koppeling met de afzonderlijke ecotopen of ecotooptypen toe.

Van de kenmerkende amfibieën en reptielen zijn alleen de Groene kikker en de Rugstreeppad waargenomen. Beide soorten zijn kenmerkend voor de Stagnante strang (Ws3) en Moerasruigte (Mr1). De Groene kikker is daarnaast kenmerkend voor Moerassig zachthoutooibos/Moerassig zachthoutstruweel (Mb3/4), de Rugstreeppad voor Oeverwalgrasland/Oeverwalhooiland (Og1/2).

Van de kenmerkende soorten zoogdieren zijn alleen waargenomen de Bunzing en de Waterspitsmuis (Haan, 1997). Dit zijn kenmerkende soorten van Moerassig zachthoutooibos/ Moerassig zachthoutstruweel (Mb3/4) en Moerasruigte (Mr1). De Waterspitsmuis is daarnaast kenmerkend voor de Aangekoppelde strang en de Stagnante strang (Ws1 en Ws3). De Das is recent dood gevonden op de rand van het gebied (op de dijk). Dit is wellicht een aanwijzing dat deze soort op termijn vaker foeragerend in het gebied kan worden aangetroffen. Opgemerkt dient te worden dat twee van de geselecteerde kenmerkende soorten (Otter en Bever) vooralsnog het gebied niet op eigen kracht kunnen bereiken, omdat zij niet in Nederland voorkomen, dan wel op grote afstand van de Duursche Waarden.

Tabel 25 en 26 geven aan voor welke ecotopen de waargenomen soorten amfibieën en reptielen, respectievelijk zoogdieren kenmerkend zijn, welke waargenomen zijn en wat de volledigheden voor deze ecotooptypen zijn.

Tabel 25 Waargenomen en niet waargenomen kenmerkende soorten amfibieën en reptielen in de Duursche Waarden. Hierbij is alleen gelet op aanwezigheid in het gebied, niet op het ruimtelijk voorkomen in de bijbehorende ecotopen. - = kenmerkend, niet waargenomen; + = kenmerkend, waargenomen.

Amfibieën reptielen	Gebied	Zs6	Zs2	Og- 1/2	Ob- 3/4	Ub- 3/4	Mb- 2/3	Ws1	Ws2	Mr1
Boomkikker				-	-	-			-	-
Groene kikker							+		+	+
Kamsalamander	G				-	-				-
Knoflookpad	G			-					-	
Ringslang	G				-	-	-	-	-	-
Rugstreeppad	G			+					+	+
VOLLEDIGHEID ECOTOOPTYPE				-	-	-	-	-	0,43	0,64
VOLLEDIGHEID GEBIED	0,33	2/6								

Tabel 26 Waargenomen en niet waargenomen kenmerkende soorten zoogdieren in de Duursche Waarden. Hierbij is alleen gelet op aanwezigheid in het gebied, niet op het ruimtelijk voorkomen in de bijbehorende ecotopen. Vet=waargenomen, f=foerageergebied, l=leefgebied

Zoogdieren	Gebied	Zs6	Zs2	Og- 1/2	Ob- 3/4	Ub- 3/4	Mb-3/4	Mr-1	Ws1	Ws2
Bever	G,T						l	l	l	l
Bunzing	G				l	l	l	l	l	l
Das	G			f			f			
Franjestaart	G			f			f		f	f
Otter	G,T	l	l						l	l
Vale vleermuis	G			f			f			
Waterspitsmuis							l	l	l	l
VOLLEDIGHEID ECOTOOPTYPE		-	-	-	-	-	0,25	0,63	0,36	0,36
VOLLEDIGHEID GEBIED	0,29	2/7								

Dagvlinders

Tabel 27 geeft de dagvlindersoorten die tussen 1992 en 1996 zijn waargenomen in het gebied. Opvallend is de relatief hoge volledigheid voor de ecotooptypen 'Oeverwalstroombalgrasland' en 'Oeverwalhooiland' (Og-1 en 2). Bij de andere ecotooptypen is het aantal kenmerkende soorten te laag om met volledigheden te werken.

Tabel 27 Waargenomen en niet waargenomen kenmerkende dagvlindersoorten in de Duursche Waarden. Hierbij is alleen gelet op aanwezigheid in het gebied, niet op het ruimtelijk voorkomen in de bijbehorende ecotopen; - = kenmerkend, niet aangetroffen; + = kenmerkend, aangetroffen

Dagvlinders	Zs6	Zs2	Og- 1/2	Ob- 3/4	Ub- 3/4	Mb- 2/3	Ws1	Ws2	Mr1
Argusvlinder			+						
Atalanta									+
Bruin blauwtje			-						
Bruin zandoogje			+						
Dagpauwoog									+
Distelvlinder			+						+
Gele luzernevlinder			+						
Grote vos				-	-	-			
Hooibeestje			+						
Icarusblauwtje			+						
Klein geaderd witje			+						
Klein koolwitje			+						
Kleine vos									+
Koevinkje			+			+			
Koninginnepage			-						
Oranje luzernevlinder			-						
Veldparelmoervlinder			-						
Zwartsprietdikkopje			+						
VOLLEDIGHEID ECOTOOPTYPE			0,69	-	-	-	-	-	1,00
VOLLEDIGHEID GEBIED	0,72	(13/18)							

Macrofauna en Vissen

Voor deze groepen heeft geen niet-ruimtelijk expliciete bepaling van volledigheid plaatsgevonden. De reden hiervoor is dat, indien de soorten in andere ecotooptypen worden aangetroffen dan de in de typen waarvoor ze kenmerkend zijn, het weinig zin heeft ze in verband te brengen met de kwaliteit van deze ecotopen. Voor aquatische organismen is er immers geen uitwisseling mogelijk tussen de verschillende door land gescheiden wateren.

Samenvatting volledigheden

Tabel 28 geeft een samenvatting op basis van het voorgaande van het voorkomen van alle onderzochte soortengroepen in het gebied. De tabel geeft, voor zover bekend, de totale volledigheden op gebiedsniveau per soortengroep voor alle kenmerkende soorten voor de geselecteerde ecotooptypen. Hierbij zijn alle kenmerkende soorten slechts eenmaal geteld, ook als zij voor meer ecotooptypen kenmerkend worden beschouwd. De waardes liggen relatief hoog, vergeleken met eerdere tabellen, hetgeen te verwachten is. Het feit dat echter ook in een algemeen als goed ontwikkeld gebied als de Duursche Waarden geen waardes in de buurt van 1,00 gehaald worden, geeft aan dat ook op deze geaggregeerde wijze de methode gevoelig genoeg lijkt te zijn om verschillende gebieden onderling te waarderen.

Tabel 29 geeft de aanwezigheid van gebiedsindicatoren. Bij de amfibieën en reptielen is slechts één gebiedsindicator waargenomen. Dit hangt wellicht samen met de

traagheid waarmee deze (land)dieren het gebied bereiken. Te zien is hoe bij de vogels het aantal gestaag groeit gedurende de waarnemingsjaren. Blijkbaar wint het gebied aan kwaliteit voor vogelsoorten die grote oppervlakten vragen en die eisen aan de kwaliteiten van verschillende ecotootypen naast elkaar stellen.

Tabel 28 Volledigheid op gebiedniveau voor alle ecotootypen tezamen. Hierbij is alleen gelet op aanwezigheid in het gebied, niet op het ruimtelijk voorkomen in de bijbehorende ecotopen. Soorten die kenmerkend zijn voor meer ecotootypen zijn slechts eenmaal geteld

	Kenmerkende	soorten	
Soortengroep	Aantal kenmerkende soorten aangetroffen in Duursche Waarden	Totaal aantal kenmerkende soorten	Volledigheid
hogere planten - terrestrisch			
* lit. studie	niet bekend	172	
* methode Runhaar	niet bekend	286	
hogere planten - aquatisch	niet bekend	16	
vlinders	14	18	0,72
amfibieën/reptielen	2	6	0,33
vogels	38	83	0,46
zoogdieren	2	7	0,29
vissen	5	9	0,56
macrofauna	14	18	0,78
Fauna totaal	75	141	0,53

Tabel 29 Volledigheid op gebiedniveau voor alle ecotootypen tezamen van de gebiedsindicatoren. Hierbij is alleen gelet op aanwezigheid in het gebied, niet op het ruimtelijk voorkomen in de bijbehorende ecotopen. Alleen soorten die kenmerkend zijn voor het gezamenlijk voorkomen van meer ecotootypen of voor grotere oppervlakten zijn geteld

	kenmerkende	soorten	
Soortengroep	Aantal kenmerkende soorten aangetroffen in Duursche Waarden	Totaal aantal kenmerkende soorten	Volledigheid
hogere planten - terrestrisch			
* lit. studie	Nvt		
* methode Runhaar	Nvt		
hogere planten - aquatisch	Nvt		
vlinders	Nvt		
amfibieën/reptielen	1	4	0,25
vogels -92	13	41	0,32
vogels -94	17	41	0,41
vogels -96	27	41	0,66
zoogdieren	1	6	0,17
vissen	Nvt		
macrofauna	Nvt		
Fauna totaal	29 ('96)	51	0,57 ('96)

5.5 Samenvatting

In dit hoofdstuk is de ontwikkelde methode toegepast op veldgegevens van het gebied 'de Duursche Waarden'. Dit had enerzijds tot doel de methode als zodanig te toetsen op zijn technische uitvoerbaarheid en databehoeftes, anderzijds het verkrijgen van inzicht in de relatie tussen het voorkomen van de als kenmerkend beschouwde soorten en de RES-ecotopen.

Data, monitoring

De data van de Duursche Waarden waren minder volledig dan voor een goede toets van de methode wenselijk zou zijn. Daardoor is de methode slechts ten dele aan de tand gevoeld. Dit geldt met name voor de hogere planten.

De beschikbare data voor de Duursche Waarden hebben betrekking op verschillende soortengroepen, zijn door verschillende instanties verzameld en zijn oorspronkelijk ook met verschillende doelen verzameld. Een deel van de gegevens was digitaal aanwezig en was ruimtelijk expliciet (hogere planten en vogels), een deel was wel digitaal en ruimtelijk traceerbaar (vissen), een deel was niet digitaal en ruimtelijk traceerbaar (macrofauna) en een deel was niet digitaal en niet ruimtelijk traceerbaar (vlinders, zoogdieren, amfibieën en reptielen). Van een standaardisatie van de gegevens tussen de verschillende soortengroepen - ook na bewerking - was geen sprake. Dit hangt samen met het feit dat de data niet verzameld zijn met het oog op een integrale analyse in een GIS-omgeving.

De bruikbaarheid van de data per soortengroep was als volgt. De gegevens van vogels, macrofauna en vissen leenden zich voldoende voor toepassing van de methode. De data van amfibieën, reptielen en zoogdieren zijn niet door Tauw/Natuurbalans verzameld en waren niet systematisch en niet ruimtelijk expliciet. Zij leenden zich daarom niet voor toetsing van de methode op ecotoopniveau. De data van de dagvlinders zouden zich lenen voor toetsing van de methode indien de locaties van de waarnemingen bekend zouden zijn; wellicht kunnen deze alsnog achterhaald worden.

Methode algemeen

Met betrekking tot de gevolgde methode in het algemeen, kan gesteld worden dat deze in principe technisch goed uitvoerbaar is en beantwoordt aan het doel om inzicht te verschaffen in de kwaliteit van ecotopen.

Met name voor de hogere planten lijken er in het algemeen voldoende kenmerkende soorten in de ecotopen voor te komen om de volledigheid te kunnen bepalen. Dit kon door gebrek aan data slechts voor twee ecotooptypen worden vastgesteld. Slechts een vijftigtal soorten hogere planten zijn geïnventariseerd, die grotendeels in de groep van de stroomdalgraslandplanten vallen. Daardoor waren de gegevens weliswaar goed toepasbaar voor het ecotooptype 'Oeverwalstroomdalgrasland' maar niet of nauwelijks voor de andere ecotooptypen. Het genoemde ecotooptype kan als gemakkelijk te karakteriseren worden aangemerkt, aangezien het een groot aantal soorten kent dat als kenmerkend voor het type beschouwd mag worden. De kwaliteit

van de lastiger te karakteriseren ecotooptypen kon niet worden bepaald door het ontbreken van gegevens.

Bij de verschillende diergroepen ligt dat anders. De soortenrijkdom van de groep bepaalt hier het 'ter beschikking staande' aantal kenmerkende soorten, hetgeen bij de dagvlinders en amfibieën en reptielen daarom laag is. Een laag aantal kenmerkende soorten heeft als bezwaar dat vaak 0-waardes gevonden worden en dat de waarde sterk bepaald kan worden door toeval. De methode lijkt goed geschikt voor vogels en in mindere mate ook dagvlinders, maar minder voor zoogdieren amfibieën en reptielen, macrofauna en vissen. Bij de macrofauna en vissen speelt het probleem dat de ecotoopdefinitie van het RES voor de aquatische ecotopen vrij grof is.

Als de methode wordt toegepast op ecotoopniveau heeft deze zijn beperkingen. Dit uit zich enerzijds in problemen met het vinden van kenmerkende soorten bij de ecotopen (zie hoofdstuk 4). Anderzijds leidt de gebruikte methode, althans bij sommige diergroepen, tot relatief lage aantallen kenmerkende soorten per soortengroep. Dit maakt de methode te gevoelig en minder indicatief. Dit probleem speelt het minst bij de hogere planten en bij de vogels.

Ten aanzien van de twee methodes die gevolgd zijn voor de hogere planten, komen uit de vergelijking voor stroomdalgrasland-ecotopen geen grote verschillen naar voren. De verwachting is dat bij minder soortenrijke ecotooptypen de 'methode Runhaar' zowel een wat robuustere methode is, door de grotere soortenaantallen, als ook een wat subtieler beeld geeft ten aanzien van verschillen tussen ecotopen en veranderingen in de tijd. Dit kon door gebrek aan data van hogere planten niet onderzocht worden.

6 Discussie

6.1 Keuze graadmeter

Naast de in hoofdstuk 2 beschreven kenmerken van ecotopen die gebruikt kunnen worden voor een graadmeter voor kwaliteit, zijn er nog andere mogelijk. Hierbij valt te denken aan criteria als duurzaamheid, stabiliteit of persistentie en aan economische en gebruikscriteria. Het doel van deze studie is echter niet om een uitputtende beschrijving te geven van mogelijke criteria voor biologische kwaliteit, maar om een kwaliteitsgraadmeter te ontwikkelen die aansluit op het RES. Er is daarom vooral gezocht naar criteria die recht doen aan de eigenschappen van de afzonderlijke ecotooptypen, zodanig dat met name verschillen tussen ecotopen van eenzelfde type tot uiting kunnen komen. De graadmeter 'volledigheid' (van de aanwezigheid van kenmerkende soorten) lijkt hieraan het best te voldoen. Dat neemt niet weg dat criteria als diversiteit en natuurlijkheid ook heel goed gebruikt kunnen worden voor een biologische waardering van ecosystemen. In het geval van de RES-ecotopen zou de toepassing van dergelijke criteria impliciet een onderlinge weging van de ecotooptypen betekenen, die niet wenselijk werd geacht. Daarnaast zou ook aan fysische of ecotoxicologische graadmeters gedacht kunnen worden.

6.2 Ecotoop- of gebiedsniveau

De ontwikkelde methode kan toegepast worden op twee niveaus: op ecotoopniveau en op gebiedsniveau. De bepaling van de kwaliteit per ecotoop (ruimtelijk expliciet) lijkt de voorkeur te genieten boven een kwaliteitsbepaling per gebied, omdat het de meeste informatie geeft. Het geeft immers de mogelijkheid om uitspraken te doen over de kwaliteit van afzonderlijke ecotopen, deze onderling te vergelijken en terug te koppelen naar het beheer of veranderingen in rivierdynamiek. Bovendien is aggregatie van het ecotoopniveau naar het gebiedsniveau vrijwel altijd mogelijk, het omgekeerde niet. Aan de bepaling van de kwaliteit per ecotoop kleven echter een drietal methodische problemen.

Op de eerste plaats is het een probleem, dat er wel een zekere koppeling bestaat tussen soorten en ecotooptypen, maar dat daarbij zeker geen sprake is van een één-op-één-relatie, zoals geïllustreerd wordt door onderzoek van Van Ek et al. (1998). Hieruit blijkt dat voor ecotooptypen karakteristieke plantensoorten soms in hoge (of zelfs de hoogste) dichtheden kunnen voorkomen buiten de betreffende ecotopen. Soorten die kenmerkend geacht worden voor een bepaald ecotooptype zullen als het goed is de hoogste abundanties hebben in ecotopen behorende bij het betreffende ecotooptype, maar daarnaast zullen ze zeker ook voorkomen in ecotopen behorend tot een aanverwant ecotooptype. Dit is ook gebleken bij de toetsing van de methode aan de data van de Duursche Waarden (hoofdstuk 5) bij planten van het onderzochte ecotooptype 'Oeverwalstroomdalgrasland' (zij het in beperkte mate), voor vogels, macrofauna en vissen. Juist bij dieren is het goed mogelijk dat zij buiten hun eigenlijke (voortplanting)habitat worden waargenomen, terwijl zij hun aanwezigheid

in het gebied wel degelijk aan de aanwezigheid van dat habitat danken. Dit compliceert de kwaliteitsbepaling: de vraag doet zich voor of niet ook rekening moet worden gehouden met de aanwezigheid van soorten die niet als kenmerkend worden beschouwd voor het betreffende ecotooptype (maar wellicht wel voor een ander type). Gebeurt dit niet dan drukt de ecotooptype-bepaling een erg zware stempel op de kwaliteitsbepaling, wat kan leiden tot ongewenste effecten: bij overgangssituaties kan de toekenning aan het ene of het andere type opeens een groot verschil in waardering opleveren. Een bijkomend bezwaar is dat monitoringgegevens in de praktijk zeker niet altijd echt ruimtelijke expliciet zullen zijn, zodat het ook niet altijd mogelijk zal zijn het voorkomen van soorten in ecotopen met zekerheid vast te stellen.

Bovendien is de begrenzing van de ecotopen vaak enigszins arbitrair en hoeft deze niet samen te vallen met de begrenzing van de (abiotische) operationele factoren die het voorkomen van planten bepalen.

Op de tweede plaats is het de bedoeling bij een meetnet dat de ruimtelijke eenheden waarbinnen gemonsterd wordt niet veranderen binnen de periode waarvoor het meetnet is opgezet. Aan die voorwaarde wordt in het buitendijkse rivierengebied niet voldaan, omdat door de grote dynamiek en het veranderend beheer de grenzen tussen de ecotopen zeker zullen veranderen. Ecotopen worden groter of kleiner en kunnen zelfs in korte tijd (door bijvoorbeeld erosie) overgaan in andere ecotopen. Als dergelijke veranderingen optreden tussen de momenten van het karteren van de ecotopen en het bemonsteren of waarnemen ten behoeve van de monitoring, kan de eventuele verandering in de graadmeter niet meer toegerekend worden aan een bepaald ecotoop.

Op de derde plaats doet zich - een zeer vergelijkbaar - probleem voor indien ecotopen door successie veranderen, al dan niet in andere ecotopen. Soorten reageren op de optredende veranderingen in operationele factoren en kunnen door hun aanwezigheid de veranderingen van ecotoopeigenschappen (en daarmee van de ecotooptypen) indiceren. De ecotopenindeling van het RES is voor een deel gebaseerd op structuurkenmerken, die met name door successie (natuurlijk of begeleid) worden bepaald. Als een graadmeter informatie dient te verschaffen over de ecotoop-specifieke biologische kwaliteit, dan dient deze dus ook te differentiëren tussen elkaar in de tijd opvolgende ecotopen. Daarbij bestaat het gevaar dat overgangsvormen - omdat ze niet typisch zijn - moeilijk zijn toe te wijzen en hoe dan ook een lage kwaliteit krijgen toebedeeld. Bij een bemonsteringsfrequentie van eens in de vier jaar, zoals het geval is bij MWTL, zullen dergelijke problemen zich zeker bij een aantal ecotooptypen voordoen.

Toepassing op gebiedsniveau is in alle opzichten het eenvoudigst en heeft niet de bovengenoemde bezwaren. Het geeft waarschijnlijk een realistischer, minder 'schokkerig' en meestal positiever beeld van de volledigheid van de ecotooptypen. Er valt daarom veel voor te zeggen om de bepaling van volledigheid alleen op gebiedsniveau te verrichten. Deze komt neer op een wat lossere wijze van koppelen van soorten aan de ecotopen waarvoor zij kenmerkend worden geacht. In deze benadering worden, bijvoorbeeld, de veranderingen in de oppervlakte aan stroomdalgraslanden, en de veranderingen in de aantallen stroomdalgrasland-soorten,

onafhankelijk van elkaar bijgehouden. Een nadeel hiervan is wel dat er geen uitspraken kunnen worden gedaan over afzonderlijke ecotopen. Daar staat tegenover dat de methode eenvoudig en robuust is, en ook gebruikt kan worden in dynamische situaties waar de grenzen van de ecotopen niet vast liggen.

Een ander voordeel van het werken op gebiedsniveau ligt in het groter aantal individuen en soorten dat wordt waargenomen. Het aantal voorkomende soorten in enig afzonderlijk ecotoop is vrijwel altijd lager dan dat in alle ecotopen van het type tezamen of in het hele gebied. Daarom speelt het methodische probleem van de kleine soortenaantallen minder sterk bij de bepaling van volledigheid op gebiedsniveau dan op ecotoopniveau.

Een nadeel kan echter zijn dat er 'uitsmeren' optreedt van de soort over verschillende ecotooptypen. Dit gebeurt als een soort voor meer dan één ecotooptype als kenmerkend wordt beschouwd. In het geval dat gewichten worden toegekend voor de relatieve mate van kenmerkendheid, speelt dit vooral als de gewichten weinig verschillen. De soort differentieert dan nauwelijks tussen de ecotooptypen, hetgeen nivellerend werkt op de kwaliteit van de ecotooptypen. Dit dient daarom zoveel mogelijk voorkomen te worden. De oplossing hiervoor is het samenvoegen van een aantal ecotooptypen.

6.3 Fauna: functiegebieden

Hetgeen hierboven gesteld is met betrekking tot de flora, geldt ook voor de fauna. Door de mobiliteit van de fauna spelen hierbij nog andere factoren mee. Sommige diersoorten vereisen het gecombineerde voorkomen van verschillende ecotooptypen voor verschillende levensfuncties. Zij benutten het ene ecotooptype voor de ene functie en het andere ecotooptype voor een ander functie. Deze ecotooptypen worden wel aangeduid als 'functiegebieden'. Voor het rivierengebied karakteristieke soorten als Bruine kiekendief en Aalscholver foerageren en broeden in verschillende ecotooptypen. De meeste soorten van de amfibieën en reptielen maken gebruik van verschillende ecotooptypen als winter-, zomer- en voortplantingsgebied. Bovendien geldt voor de meeste grotere diersoorten dat hun home range of territorium groter is dan het gemiddelde ecotoop. Voor de genoemde groepen van soorten gaat een waardering op basis van het voorkomen in een enkel ecotooptype voorbij aan een deel van de habitat- en oppervlakte-eisen die ze stellen. Indien zij aanwezig zijn in een gebied kan dat niet slechts toegeschreven worden aan (de kwaliteit van) één enkel ecotoop. Deze bezwaren zijn niet aanwezig bij een bepaling van de kwaliteit op gebiedsniveau, zoals beschreven in paragraaf 3.4.

Daarnaast is het de vraag of om de verschillende typen van functiegebieden verschillend te wegen. Het is bijvoorbeeld voor de hand liggend om broed- of voortplantingsgebieden hoger te waarderen dan andere functiegebieden. Bij de berekening van de volledigheid voor vogels in de Duursche Waarden (hoofdstuk 5) is dit gebeurd, omdat alleen met broedvogels is gewerkt. Maar ook het toekennen van verschillende gewichten aan de overige functiegebieden (slaap-, foerageer-, ruigebieden) valt te overwegen. Dit is in deze studie echter niet gebeurd, om de

methode op voorhand niet te ingewikkeld te maken en ook de eisen aan monitoringdata niet te hoog te stellen.

6.4 Kenmerkendheid

Het begrip kenmerkendheid verdient aanscherping, vooral als de selectie van kenmerkende soorten op 'literatuurstudie' gebaseerd wordt. Hierbij dienen immers uiteenlopende bronnen gebruikt te worden, die met verschillende aanduidingen of criteria werken voor zowel de aard als mate van kenmerkendheid van soorten voor ecotopen. Het is belangrijk dat deze informatie onder één noemer gebracht wordt. Daarnaast is een scherpere definitie van kenmerkendheid van belang voor de interpretatie van veldgegevens, indien deze beschikbaar komen. Aan de hand van het voorbeeld van de kribben (paragraaf 4.7) is het duidelijk dat de kenmerkendheid van soorten op veel verschillende manieren bepaald kan worden, en dat hierdoor de soortenselectie - en dus de kwaliteitsbepaling - sterk bepaald worden.

De mate van talrijkheid (d.w.z. abundantie, bedekking en dichtheid) is niet als criterium voor kenmerkendheid gebruikt, er is enkel gelet op de frequentie van voorkomen (presentie). Indien mogelijk, is het echter ongetwijfeld zinvol om hieraan aandacht te besteden. Het ontbreekt op dit moment echter voor de meeste soortengroepen aan de gegevens om dit te onderbouwen. Alvorens het op te nemen in een waarderingssysteem dient eerst meer zicht te komen op de betekenis van abundantie, dichtheid en bedekking in relatie tot de kwaliteit en ontwikkeling van ecosystemen in het algemeen en de RES-ecotopen in het bijzonder.

6.5 Soortenselectie

Het vinden van kenmerkende soorten bij de RES-ecotopen is in een aantal gevallen een lastige zaak. Dit is deels te wijten aan het feit het RES slechts in beperkte mate is opgesteld met het oog op flora en fauna. Daardoor is deze typologie niet altijd eenvoudig te koppelen aan planten- en diersoorten.

Ten aanzien van de twee methodes die gevolgd zijn voor de hogere planten, komen uit de vergelijking voor stroomdalgrasland-ecotopen geen grote verschillen naar voren. De verwachting is dat bij minder soortenrijke ecotooptypen en ecotooptypen met weinig 'eigen' soorten de 'methode Runhaar' zowel een wat robuustere methode zal zijn, door de grotere soortenaantallen, als ook een wat subtieler beeld zal geven ten aanzien van verschillen tussen ecotopen en veranderingen in de tijd. Dit kon echter door gebrek aan data van hogere planten niet onderzocht worden. Wordt de selectie van soorten alleen gebaseerd op algemene literatuuropgaven en blijft de selectie beperkt tot de meest kenmerkend geachte soorten, dan bestaat het risico dat er te weinig soorten geselecteerd worden om tot een evenwichtige kwaliteitsbepaling te komen. Voor de meeste ecotooptypen overlapt de soortenselectie volgens beide methoden sterk. Voor de ecotopen waar de methode 'literatuurstudie' tot te lage soortenaantallen leidt, kan de methode Runhaar in aanvullende soorten leiden. Hierbij bestaat echter wel het gevaar van een relatief lage kenmerkendheid van de

geselecteerde soorten, hetgeen de waarderingsmethode minder onderscheidend maakt. Door beide methoden te combineren lijkt het echter mogelijk zowel een voldoende aantal soorten als een voldoende hoge mate van kenmerkendheid te waarborgen.

De 'methode Runhaar' is voor de fauna niet voorhanden, zodat literatuur en deskundigenoordeel hier de aangewezen weg blijven. Hier doet zich het probleem gelden dat bestaande indelingen veelal niet aansluiten op het RES. Aanvullende toetsing aan empirische gegevens biedt echter uitkomst voor de meeste van de bovengenoemde problemen.

Ruimtelijke aspecten kunnen extra bijdragen aan het kwaliteitsbegrip. Hiertoe behoort het verschijnsel dat sommige diersoorten verschillende ecotooptypen nodig hebben voor het verrichten van verschillende levensfuncties. Hun aanwezigheid in een gebied kan verschillende betekenissen hebben, afhankelijk van het seizoen en het levensstadium van de soort (bijvoorbeeld: in najaar en winter wordt er niet gebroed, in het najaar wordt er geruid en gevoerageerd, in de winter alleen gevoerageerd) en van de aanwezige ecotooptypen. Het is voor de hand liggend om in elk geval broed- of voortplantingsgebieden hoger te waarderen. Waar mogelijk, is dit gebeurd. Zo zijn bij de vogels alleen broedvogels geselecteerd als kenmerkende soorten. Maar ook het toekennen van verschillende gewichten aan de overige functiegebieden (slaap-, foerageer- en ruigebieden) valt te overwegen. Dit is in deze studie niet gebeurd omdat hierover niet voldoende gegevens voorhanden waren.

Daarnaast zijn kenmerkende soorten op gebiedsniveau onderscheiden, die hetzij grotere oppervlakten vragen dan een enkel ecotoop, hetzij om de gecombineerde aanwezigheid van twee of meer ecotooptypen in hetzelfde gebied vragen voor het verrichten van verschillende functies in dezelfde periode.

6.6 Referenties

De ontwikkelde graadmeter kan in principe bepaald worden zonder dat een vergelijking met een referentiesituatie of beleidsdoel plaatsvindt. Een hogere of lagere mate van volledigheid kan immers altijd geïnterpreteerd worden als een hogere of lagere mate van biologische kwaliteit. Het kan echter gewenst zijn om een vergelijking te kunnen maken met een bestaand goed ontwikkeld ecotoop of gebied. Men kan dan een idee krijgen van de relatieve kwaliteit van bestaande ecotopen en gebieden ten opzichte van dergelijke goed ontwikkelde voorbeelden. Het ontbreekt echter aan gegevens waarmee voldoende zicht verkregen kan worden op het daadwerkelijk voorkomen van flora en fauna in bestaande ecotopen. Dergelijke gegevens zouden de basis kunnen zijn voor de selectie van referentie-ecotopen in bestaande gebieden. Om dergelijke gegevens te verkrijgen zou tenminste een aantal natuur(ontwikkelings)gebieden die reeds uitputtend zijn geïnventariseerd op flora en fauna volgens de RES-typologie gekarteerd moeten worden, of in reeds gekarteerde gebieden de flora en fauna geïnventariseerd moeten worden. Een dergelijk uitgebreid onderzoek valt buiten het bestek van deze studie.

6.7 Kartering, gebiedinventarisaties en monitoring

Bij toepassing op het niveau van het ecotoop, wordt uitgegaan van de aanwezigheid van: 1) een kartering van voorkomende ecotopen, en 2) monitoringgegevens over het voorkomen van soorten. Omdat de berekening van kwaliteit (volledigheid) afhangt van de vraag welke soorten in welke ecotopen voorkomen, stelt dit hogere eisen aan zowel de kartering als aan de monitoringgegevens. Uit een voorlopige vergelijking door H. Wolfert (mond. med., 1998) van de door de Meetkundige Dienst gekarteerde ecotopen en bodemkaarten en kaarten van historische fysiotopten van een drietal uiterwaarden langs de IJssel, blijkt dat aan die eisen nog niet voldaan wordt. Wolfert vond onder andere dat het fysiotoop oeverwal enerzijds vaak (veel) te ruim is gekarteerd, anderzijds ook te krap. Dit betekent dat voorzichtigheid geboden is met uitspraken op ecotoopniveau, zoals gedaan worden in hoofdstuk 5. Het is mogelijk dat de werkelijke volledigheden van o.a. Oeverwalstroomdalgraslanden hoger of lager zijn dan berekend is. Dit geldt mogelijk ook voor andere oeverwal-ecotopen. Hoewel het goed denkbaar is dat de kartering op deze punten verbeterd wordt, blijft het de vraag of de monitoring voor alle besproken soortengroepen op ecotoopniveau voor natuur(ontwikkelings)gebieden of riviertrajecten haalbaar is.

De mate van kwaliteit van ecotopen en de berekening daarvan is slechts voor één gebied onderzocht. Meer referenties zijn gewenst om duidelijk te maken hoe theoretische kenmerkendheid zich verhoudt tot de veldsituatie.

De Duursche Waarden zijn weliswaar uitgebreid onderzocht maar de gegevens zijn verzameld met verschillende doeleinden, door verschillende instanties en met verschillende intensiteit en frequenties. Van een standaardisatie van de gegevens tussen de verschillende soortengroepen - ook na bewerking - was geen sprake. Dit hangt uiteraard samen met het feit dat de data niet verzameld zijn met het oog op een integrale analyse in een GIS-omgeving.

Bovenstaande heeft een aantal methodische beperkingen tot gevolg. Allereerst is het niet mogelijk geweest een vergelijking te maken tussen een kwaliteitsbepaling waarbij alleen gelet wordt op aanwezigheid en één waarbij ook de mate van talrijkheid wordt meegewogen. Hoewel op voorhand is gekozen voor het eerste, om redenen van simpelheid, zou een vergelijking leerzaam geweest zijn.

Aangezien de methode vraagt om gegevens van verschillende soortengroepen tegelijkertijd, zou het wenselijk zijn dat de verschillende groepen in dezelfde jaren geïnventariseerd worden. Daarnaast zou een evaluatie op ecotoopniveau - indien gewenst - in de toekomst beter mogelijk zijn als geïnventariseerd zou worden op basis van ecotoopkaarten. Deze kunnen zowel gebruikt worden om een ruimtelijk beeld van de waarnemingen te verschaffen (wat is waar aangetroffen) als om een beter spreiding van bemonstering- of waarnemingsplekken over de verschillende ecotooptypen te verkrijgen. Bovendien zou dit op den duur een reeks van waarnemingen opleveren die het mogelijk maakt de kenmerkendheid van soorten voor ecotooptypen empirisch vast te stellen.

7 Conclusies en aanbevelingen

7.1 Conclusies

7.1.1 Methode algemeen

In deze studie is een methode ontwikkeld voor de bepaling van de biologische kwaliteit van rivierecotopen. Hiertoe worden per rivierecotootype kenmerkende soorten onderscheiden. Het betreft zowel soorten hogere planten als soorten uit verschillende diergroepen. De kwaliteit van rivierecotopen wordt bepaald op basis van het aantal kenmerkende soorten dat aanwezig is. Dit aantal wordt uitgedrukt als fractie van het totaal aantal kenmerkende soorten en aangeduid met 'volledigheid'.

De ontwikkelde methode is geschikt voor een beoordeling en toetsing van de kwaliteit van rivierecotopen, uitgaande van een biologische kwaliteitsdefinitie. Daarmee voldoet zij aan de doelstelling van de studie. De mate waarin dit het geval is, verschilt echter per ecotootype, soortengroep en schaalniveau.

De belangrijkste problemen die zich bij de uitwerking van de methode voordoen, komen voort uit het feit dat het RES een grotendeels op abiotische grondslag ontwikkelde indeling is, die slechts beperkt aansluit op bestaande indelingen ten behoeve van flora en fauna (dit valt het RES echter niet aan te rekenen, daarvoor is het ook niet bedoeld). Deze beperking doet zich het meest gelden bij de aquatische ecotootypen.

De methode is in principe technisch eenvoudig uitvoerbaar, mits geschikte data aanwezig zijn (zie paragraaf 7.4). Zij vereist geen ingewikkelde berekeningen, geen grote mate van deskundigheid bij degenen die haar willen toepassen, en is ook computerteknisch eenvoudig. Haar belangrijkste beperking ligt momenteel in het ontbreken van veldgegevens voor een biologische karakterisering van de in het RES onderscheiden ecotootypen.

7.1.2 Ecotootypen en soortengroepen

De methode is tentatief uitgewerkt voor 13 ecotootypen van het RES. Daarbij is gebleken dat enkele zuiver op geomorfologische positie onderscheiden ecotootypen (de 'zachthoutecotootypen': Ob-3,4; Ub-3,4 en Mb-2/3) zich moeilijk onderling laten karakteriseren met behulp van planten- en diersoorten. Dit geldt ook voor het ecotootype 'Krib' (Zs-6). De verwachting is dat een uitwerking voor de overige ecotootypen van het RES mogelijk is, wellicht met uitzondering van een aantal ecotootypen. Daarom zal bij de toegepaste methode geaccepteerd moeten worden dat er hoe dan ook ecotootypen zullen zijn die zich slecht laten karakteriseren en waarden, omdat zij zich in biotische zin niet duidelijk onderscheiden.

Voor de selectie van hogere planten zijn twee methoden gevolgd, die qua resultaten voor de ecotooptypen Stroomdalgrasland/Oeverwalhooiland sterk convergeren. De verwachting is dat de 'methode Runhaar' relatief beter toepasbaar is op minder soortenrijke ecotooptypen en ecotooptypen met weinig 'eigen' soorten. De verwachting is dat de beste resultaten verkregen kunnen worden met een combinatie van de genoemde methoden: de methode Runhaar als basis, met vervolgens een aanscherping van de selectie op basis van literatuurinformatie. Een weging van de soorten kan hierbij waarschijnlijk achterwege blijven.

7.1.3 Ecotoop- of gebiedniveau

De methode kan zowel op ecotoop- als gebiedniveau worden toegepast. Voor beide schaalniveaus zijn methoden ontwikkeld, waarbij de methode op gebiedniveau ook toepasbaar is op riviertrajecten en -systemen.

Kwaliteitsbepaling per afzonderlijk ecotoop is niet voor alle onderzochte ecotooptypen en soortengroepen goed mogelijk. De soortengroepen hogere planten en (in mindere mate) broedvogels lenen zich hiervoor het beste. De overige groepen zijn onvoldoende soortenrijk of laten zich onvoldoende eenduidig bemonsteren (macrofauna) om uitspraken op ecotoopniveau te kunnen doen.

Op gebiedniveau is het waarschijnlijk wel haalbaar om een ruimtelijk expliciete kwaliteitsbepaling uit te voeren, die gebaseerd is op het samennemen van alle ecotopen per type. Om tot voldoende kenmerkende soorten per ecotooptype te komen, kan overwogen worden de groepen amfibieën, reptielen en zoogdieren samen te nemen.

Het lijkt het meest kansrijk, het minst problematisch en het goedkoopst om de methode verder te ontwikkelen voor toepassing op gebiedniveau, niet ruimtelijk expliciet. Dit lijkt ook de aangewezen methode voor kwaliteitsbepaling op het niveau van het riviertraject. Zie hierover ook de aanbevelingen.

Voor toepassing op gebied- en riviertraject-niveau zijn in principe alle onderzochte soortengroepen bruikbaar, zij het dat in een aantal gevallen samenvoeging van groepen overwogen moet worden.

7.1.4 Data en monitoring

De data van de Duursche Waarden waren minder volledig dan voor een goede toets van de methode wenselijk zou zijn. Daardoor is de methode slechts ten dele aan de tand gevoeld. Dit geldt met name voor de hogere planten. De data van vogels, macrofauna en vissen leenden zich voldoende voor toepassing van de methode. De voorhanden zijnde data van amfibieën, reptielen en zoogdieren zijn niet door Tauw/Natuurbalans verzameld en waren niet systematisch en niet ruimtelijk expliciet. Zij leenden zich daarom niet voor toetsing van de methode op ecotoopniveau. De data van de dagvlinders zouden zich lenen voor toetsing van de methode indien de locaties van de waarnemingen bekend zouden zijn.

De dataverzameling zoals deze plaatsvindt in het kader van MWTL voor macrofauna, vissen en vogels zal zich naar verwachting alleen lenen voor de kwaliteitsbepaling op riviertraject-niveau, gezien de minder grote dichtheid van data. Alleen de door FLORON gevolgde methode van inventarisatie per km² voor hogere planten laat een kwaliteitsbepaling op gebiedniveau toe (ruimtelijk niet expliciet). Voor dagvlinders is gezien de gevolgde methode van inventariseren langs telroutes, een kwaliteitsbepaling op gebiedniveau mogelijk in de gebieden waar geteld wordt.

7.2 Aanbevelingen

7.2.1 Algemeen

De ecotooptypen van het Rivier Ecotopen Stelsel (RES) worden gekenmerkt door zowel conditionele als operationele factoren op een zeker schaalniveau. Er is nog slechts beperkte ervaring met de toepasbaarheid van het RES in het veld. De indruk bestaat dat de herkenbaarheid en karteerbaarheid nog voor verbetering vatbaar is. Ook met het oog op een koppeling met planten- en diersoorten, voor een kwaliteitsbepaling zoals in deze studie voorgesteld, is het wenselijk dat de beschrijving van de ecotooptypen aangescherpt wordt. Dit betreft met name bodemeigenschappen (textuur, vochtgehalte) en kenmerken van de aquatische ecotooptypen (doorzicht, diepte en vegetatie).

In het algemeen zou gestreefd moeten worden naar een betere samenhang tussen de ecotoop-classificatie, de kartering en de monitoring, zowel als middel ter evaluatie van beleidsdoelen als ter bepaling van de kwaliteit van ecotopen. Thans worden deze activiteiten nog nauwelijks in samenhang uitgevoerd.

In aanvulling op het bovenstaande is het aan te bevelen dat het RES empirisch beter onderbouwd wordt met betrekking tot de abiotische en biotische kenmerken van de ecotooptypen. Hierbij gaat het enerzijds om het karakteriseren van de ecotooptypen met betrekking tot eigenschappen die niet of onvoldoende duidelijk uit de beschrijving volgens het RES volgen. Deze informatie kan enerzijds gebruikt worden voor een betere beschrijving van de ecotooptypen, anderzijds kan zij nuttig zijn voor een verbetering van de selectie van kenmerkende soorten. Voor het laatste is het daarnaast noodzakelijk dat veldgegevens over het voorkomen van planten en dieren in de verschillende ecotooptypen verzameld worden.

Een eerste stap daartoe is een correlatief onderzoek naar het voorkomen van plantensoorten in door FLORON geïnventariseerde km-vakken (Tamis & Groen, 1996) en de in deze vakken voorkomende ecotopen. Hier wordt momenteel aan gewerkt (mond. med. J. Backx, RIZA, 1998). Hoewel dit geen één-op-één-controle kan opleveren, kan hiermee wellicht een eerste aanscherping van de gemaakte soortenselectie verkregen worden.

Mede door het gebrek aan veldgegevens over het voorkomen van soorten in ecotooptypen, is nu nog niet bekend welke mate van volledigheid van kenmerkende soorten verwacht kan worden. Uitspraken over de kwaliteit van ecotopen, volgens de

in deze studie ontwikkelde methode, zijn daarom vooralsnog alleen mogelijk in vergelijkende zin: het ene ecotoop is beter ontwikkeld dan het andere. Vergelijking tussen ecotopen van verschillend type is niet mogelijk, ook niet in relatieve zin. Maar ook een beoordeling in termen van goed of slecht ontwikkeld is nu nog niet mogelijk, omdat het nog ontbreekt aan referenties. Het verdient daarom aanbeveling referenties aan te wijzen voor ecotooptypen en hierin monitoring te plegen, die gericht is op kwaliteit van ecotopen (vgl. de BMP-projecten van het SOVON). Hiermee zou een meer statistische onderbouwing van de ecotoopkwaliteit mogelijk zijn.

De kwaliteitbepaling van ecotopen in deze studie is gebaseerd op een beperkt aantal soortengroepen. Bij de keuze van deze groepen is pragmatisch te werk gegaan: er is vooral gelet op de groepen die relatief goed onderzocht zijn en waarvoor reeds monitoring plaatsvindt. Het verdient echter aanbeveling om na te gaan in hoeverre andere soortengroepen zich lenen voor de kwaliteitbepaling voor de RES-ecotopen. Hierbij valt vooral te denken aan macrofauna op kribben, libellen en mossen voor natte en aquatische ecotopen.

Het doel van deze studie is het bepalen van de biologische kwaliteit van ecotopen. Eén van de achterliggende gedachten hierbij is dat flora en fauna een afspiegeling kunnen zijn van de (abiotische) processen die kenmerkend zijn voor de verschillende ecotooptypen. Voor een aantal ecotooptypen lukt dit echter niet of slechts moeizaam. Daarom moet wellicht toch ook overwogen worden om, in aanvulling op de bepaling van biologische kwaliteit, aandacht te besteden aan abiotische parameters ter karakterisering en waardering van de ecotopen. Hierbij valt te denken aan stroomsnelheid, sedimentatie en erosie. Aanbevolen wordt hiernaar een verkenning uit te laten voeren.

7.2.2 Monitoring

Als toepassingskader van een graadmeter voor de biologische kwaliteit van rivierecotopen op de lange termijn dient vooral het monitoringprogramma van het Ministerie van Verkeer en Waterstaat (de Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren, onderdeel van de Monitoring van de Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL)). Doel hiervan is het signaleren van langjarige ontwikkelingen en het evalueren van het nationale waterbeleid op het landelijk niveau (Van der Weijden et al., 1995). De belangrijkste ruimtelijk eenheden zijn hierbij de watersystemen. Monitoring vindt in het rivierengebied in een aantal gevallen jaarlijks per riviersysteem plaats, echter als regel wordt uitgegaan van een vierjaarlijkse cyclus waarbij de riviersystemen om de beurt worden gemeten. Van de in dit rapport gebruikte taxonomische groepen worden alleen de macrofauna, vissen, oever- en waterplanten en de watervogels geïnventariseerd. Daarnaast zijn monitoringsystemen in ontwikkeling voor broedvogels en amfibieën (J. Backx, RIZA, mond. med. 1999).

Bij toepassing van de in dit rapport ontwikkelde methode op basis van de MWTL-gegevens, kan alleen sprake zijn van de methode zoals uitgewerkt op gebiedsniveau. Gezien de resultaten van de toepassing van de methode op de gegevens van de Duursche Waarden, lijkt voor alle groepen de eis te moeten worden gesteld dat

jaarlijks wordt gemeten in tenminste enkele riviertrajecten per riviersysteem. Dit dient dan ook te gebeuren in gebieden waar representatieve sets van alle voorkomende ecotooptypen aanwezig zijn. Dit is van belang om te voorkomen dat trends niet worden waargenomen of verkeerd geïnterpreteerd, door jaarlijkse schommelingen in de aanwezigheid van soorten. Dit geldt in principe voor alle soortengroepen. Bovendien geldt voor de herpetofauna en zoogdieren, en vermoedelijk ook voor de dagvlinders, dat zowel de aantallen kenmerkende soorten als de abundanties per soort veelal dusdanig laag zullen zijn dat bij een lage waarnemingsdichtheid in de ruimte en de tijd de detectiekans te laag kan zijn. Dit valt deels op te vangen door het gebruiken van gebiedsgerichte inventarisaties en monitoringdata, mits deze wel aan de gestelde eis wordt voldaan.

Voor toepassing van de methode per gebied gelden als belangrijkste aanbevelingen: alle groepen jaarlijks inventariseren, bij voorkeur met behulp van een kartering op basis van (een kaart van) de aanwezige RES-ecotopen. Dit levert in alle opzichten de meest bruikbare data op voor zowel het interpreteren van de data biologische waarden, als met het oog op het verbeteren van de methode (zie paragraaf 7.2.1). Eén en ander is echter afhankelijk van de in de volgende paragraaf besproken keuze.

7.2.3 Vervolgonderzoek

Aanbevolen wordt de ontwikkelde methode verder uit te werken voor het RES. Daarbij wordt voorgesteld een keuze te maken uit twee benaderingen:

*Een ruimtelijk expliciete benadering op ecotoopniveau;
Een gebiedgerichte, ruimtelijk niet expliciete benadering.*

Deze benaderingen worden hieronder verder uitgewerkt. Een - zeer indicatief - overzicht van de consequenties van de benaderingen wordt gegeven in tabel 30.

Ruimtelijk expliciete benadering op ecotoopniveau

Deze benadering heeft alleen betekenis voor het bepalen van de kwaliteit van afzonderlijke ecotopen of van alle ecotopen van eenzelfde type in een gebied. Voor de bepaling van de kwaliteit van voorkomende ecotopen per riviertraject kan met de tweede benadering volstaan worden. Deze benadering is in principe mogelijk, echter met inachtneming van de volgende kanttekeningen. Een aantal soortengroepen zullen moeten worden samengevoegd om voldoende hoge soortenaantallen per ecotoop mogelijk te maken. Daarnaast dient beslist veldonderzoek naar de relatie tussen het voorkomen van de RES-ecotopen en soorten gedaan te worden, om tot een empirisch vastgestelde kenmerkendheid van soorten te komen.

Voor deze benadering lenen zich de soortengroepen hogere planten en (in mindere mate) vogels het beste. De overige groepen zijn onvoldoende soortenrijk of laten zich onvoldoende eenduidig bemonsteren (macrofauna) om uitspraken per groep op ecotoopniveau te kunnen doen. Aanbevolen wordt deze groepen wel mee te nemen maar ze als volgt samen te voegen: 1) hogere planten, 2) aquatische organismen (macrofauna en vissen), 3) alle overige (terrestrische) fauna.

Dit heeft voor de meeste ecotopen werkbare aantallen kenmerkende soorten tot gevolg. Het heeft echter alleen zin als de monitoring op gebiedniveau wordt uitgebreid tot alle geselecteerde kenmerkende soorten.

Daarnaast kan op gebiedniveau gewerkt worden met een (ruimtelijke expliciete) aggregatie van het voorkomen van kenmerkende soorten in ecotopen van hetzelfde type tot een volledigheid per ecotooptype. Daarbij is een samenvoeging van diergroepen (zoals hierboven genoemd) waarschijnlijk in de meeste gevallen niet nodig, wellicht alleen van amfibieën, reptielen en zoogdieren. Dit hangt echter af van de oppervlakte en het aantal van de ecotopen dat per type aanwezig is in het te onderzoeken gebied.

Gebiedgerichte, ruimtelijk niet-expliciete benadering

Deze benadering komt overeen met de in paragraaf 3.4 beschreven ruimtelijk niet expliciete bepaling van de volledigheid op gebiedniveau, echter met enige aanpassing. Deze methode kan worden gebruikt voor evaluaties van hele gebieden en riviertrajecten. Afzonderlijke ecotopen zijn met deze methode niet te waarderen.

Soorten worden wederom gegroepeerd op basis van kenmerkendheid voor standplaatscondities en habitatkenmerken, zoals deze in de RES-ecotooptypen te verwachten zijn. Door een koppeling te leggen tussen de standplaatscondities en de RES-ecotooptypen kan het voorkomen van de soorten gebruikt worden voor uitspraken over de kwaliteit van de voorkomende ecotooptypen in het gebied. Om een realistische koppeling tussen standplaatscondities en ecotooptypen mogelijk te maken, dient een aantal ecotooptypen uit het RES samengevoegd te worden.

De soorten worden daarnaast - onafhankelijk van ecotoopkarteringen - gemonitord. Aanpassing van de bestaande monitoringpraktijk (MWTL) is niet nodig voor hogere planten, broedvogels, zoogdieren, amfibieën, macrofauna en vissen. Indien gewenst kan monitoring voor, vlinders, reptielen en zoogdieren toegevoegd worden.

Tabel 30 Indicatieve aanduiding van de belangrijkste consequenties van de twee benaderingen voor vervolgonderzoek. Voor toelichting zie tekst

	ecotoopgerichte uitwerking	gebiedgerichte uitwerking
soortengroepen	hogere planten, vogels, overig geclusterd	alle 7 besproken soortengroepen
toepassing	ecotoop, gebied, riviertraject	gebied, riviertraject
schaalniveau	ecotoop en hoger	bepaald door inventarisaties
aansluiting monitoring - huidige praktijk - extra inspanning nodig?	Onvoldoende ja: groter detail, meer groepen	ja, beperkingen t.a.v. groepen nee, tenzij alle groepen gewenst
samenvoegen deel RES-ecotooptypen wenselijk?	Nee	ja
aanvullend veldonderzoek	Noodzakelijk	niet noodzakelijk, wel gewenst
kosten (excl. monitoring)	(zeer) hoog	laag tot matig hoog

Literatuur

- Bal., D., 1997. Doelsoorten in het rivierengebied; toelichting en inhoud van de database met belang van Nederland, belang van het rivierengebied, voorkomen in watersystemen en habitateisen van de doelsoorten van het natuurbeleid. IKC-N, Wageningen.
- Bal, D., H.M. Beijer, Y.R. Hoogeveen, S.R.J. Jansen & P.J. van der Reest, 1995. Handboek natuurdoeltypen in Nederland. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Informatie en KennisCentrum Natuurbeheer. Rapport IKC Natuurbeheer nr. 11. Wageningen, 1995.
- Bekhuis, J., W. Bosman & H. Woesthuis, 1995. Millingerwaard, jaarverslag 1993-1995. Stichting Ark, Laag-Keppel.
- Bergers, P.J.M., 1991. Ontwikkelingsmogelijkheden voor vispopulaties in De Gelderse Poort. KUN, Nijmegen.
- Boer, D. de & G. Willink, 1992. Vegetatiekartering Gelderse Poort. STL, Nijmegen.
- Bosman, W., 1994. Amfibieën in uiterwaarden; amfibieën en overstromingsdynamiek. KUN, Nijmegen.
- Bosman, W., 1996. Ewijkse Plaat, jaarverslag 1995. Stichting Ark, Laag-Keppel.
- Braun-Blanquet, J., 1964. Pflanzensoziologie, 3. Springer-Verlag, Wenen. 865 pp.
- Brink, B. ten, 1998. De Ekologische-Kapitaal-Index. Lezing Workshop Graadmeters Biodiversiteit, 5 maart 1998, Utrecht.
- Brink, B. ten & S.H. Hosper, 1989. Naar toetsbare ecologische doelstellingen voor het waterbeheer: de AMOEBA-benadering. H2O (22): 612-617.
- Brink, B. ten, Y. Hoogeveen & A. van Strien, 1997. 2e Concept Evaluatie EKI. Interne notitie.
- Brink, F.W.B. van den, 1994. Impact of hydrology on floodplain lake ecosystems along the lower Rhine and Meuse. Thesis Nijmegen.
- Bruijne, R.J. de, 1994. Schor- en slikecosystemen in een verkennende modelstudie. 1. Schorontwikkeling; factoren en relaties. 2. Natuurwaardering m.b.v. EQUEST. RWS Nota 94.038 RWS. Directie Zeeland.
- Burg, M. van den, 1996. Een nevengeul en aangekoppelde strang van goede kwaliteit? KUN, Nijmegen.

Burggraaff, M., L. van Deijl & G. Laeijendecker, 1979. Milieukartering: methoden, toepassing en perspectief. Pudoc, Wageningen. 224 p.

Cals, M.J.R., 1995. Evaluatie natuurontwikkelingsproject Duursche Waarden 1989-1994. RIZA, Lelystad.

Cals, M.J.R., A.D. Buijse, R. Postma & J.J. den Held, 1998. Monitoring van natuurontwikkeling in zoete rijkswateren: algemene strategie. Concept RIZA/Heidemij Advies.

Clerkx, A.P.P.M., K.W. van Dort & P.W.F.M. Hommel, 1997. Ooibossen van Nederland. IBN/SC-DLO, Wageningen.

Coops, H., J.M.H. Demon, W. Gerritse, A. Vaate & M.J.R. Cals, 1994. Evaluatie natuurontwikkelingsproject Duursche Waarden 1989-1993. RIZA, Lelystad.

Creemers, R.C.M., 1991. Amfibieën in uiterwaarden; een voorbereidende literatuurstudie. KUN, Nijmegen.

Creemers, R.C.M., 1994. Amfibieën in uiterwaarden; voortplantingsplaatsen van amfibieën in uiterwaarden. KUN, Nijmegen.

Duel, H., 1991. Natuurontwikkeling in uiterwaarden. Perspectieven voor het vergroten van rivierdynamiek en het ontwikkelen van ooibossen in de uiterwaarden van de Rijn. Delft. Instituut voor Ruimtelijke Organisatie TNO. Publikaties en rapporten van het project Ecologisch Herstel Rijn, no. 29.

Duel, H., 1996. MORRES: software voor habitat evaluatie Handleiding Waterloopkundig Laboratorium

Duel, H. (red.), 1997. Graadmeterontwikkeling voor het water- en natuurbeleid voor de Noordzee. Concept. Rapport IBN-DLO/RIVO-DLO/NIOZ/NIOO-CEMO/RIKZ/TNO-MEP/WL.

Duel, H., R. During & B. Specken, 1994. Nevengeulen. Verkenning naar de ecologische betekenis van inrichtingsvarianten. Publikaties en rapporten van het project 'Ecologische herstel Rijn en Maas' no. 56 -1994. RIZA, Lelystad.

Duel, H., G. Arts & B. Pedroli, 1995. Een stroom natuur, Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. Achtergronddocument B : Ontwikkelingsmogelijkheden voor soorten. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, project Watersysteemverkenningen, RIZA werkdocument 95.173X.

During, R., 1997. Toetsen van ecosysteemontwikkeling in watersystemen. RIZA rapport 97.040/Rapport RIKZ-97.029/SC-DLO rapport 479/IKC Natuurbeheer C-14.

Goeij, A.A. M. de & P. Verbeek, 1998. Vegetatieontwikkeling in natuurontwikkelingsgebied de Duursche Waarden en vegetatie- en soortkartering van uiterwaarden Deventer - Wijhe 1992-1996. Natuurbalans/Limes divergens, Nijmegen.

Ek, R. van (red.), A.M.J. Jansen (red.), M. van der Linden, A.F.M. Meuleman, J. Runhaar, J.P.M. Witte en A.C. Zuidhoff, 1998. Vergelijking van de Modellen DEMNAT en NICHIE voor het natuurreservaat Stroothuizen. Nationaal Onderzoeksprogramma Verdroging. Rapport 3-3.

Graaf, M.C.C. de, H.M. van de Steeg, L.A.C.J. Voesenek & C.W.P.M. Blom, 1990. Vegetatie in de uiterwaarden: de invloed van hydrologie, beheer en substraat. Publikaties en rapporten van het project 'Ecologische herstel Rijn' no. 16 - 1990. RIZA, Lelystad.

Groen, C.L.G., R.A.M. Stevers, C.R. van Gool & M.E.A. Broekmeijer, 1993. Uitwerking Ecotopensysteem Fase III. Herziene landelijke typologie en vertaalsleutels voor Overijssel, Gelderland, Noord-Brabant en Limburg. CML mededeling 49. Leiden.

Grontmij, 1994. Een verkenning naar Ecotopen-Amoebes voor de Maas; een studie naar toetsbare ecologische doelstellingen voor vijf deelsystemen. Grontmij Eindhoven; RIZA Arnhem; RWS Limburg, Maastricht.

Haan, A., 1997. Zoogdieren in de Duursche Waarden. Deventer.

Heijmans, MOND. MEDED.P.D, 1997. GREINS; floristische natuurwaardering, gerelateerd aan vegetatiestructuurtypen en fysiotooptypen. NBP-onderzoekrapport 9, IBN-DLO, Wageningen.

Jans, L., 1997. Inventarisatie en toepassing ecologische modellen. Definitiestudie instrumentarium waterhuishouding in het Natte Hart. RIZA werkdocument 97.045X.

Jeurink, N., P. Verbeek & R. Krekels, 1998. Duursche Waarden: vijf jaar natuurontwikkeling. Tauw Milieu, Deventer.

Klijn, F., & H.A. Udo de Haes, 1990. Hiërarchische ecosysteemclassificatie. Voorstel voor een eenduidig begrippenkader. Landschap 7: 215-233.

Klijn, J.A., in voorb. Hierarchical concepts in landscape ecology and its underlying disciplines. Wageningen, DLO-Winand Staring Centre. Report.

Klink, A., E. Marteiijn, J. Mulder & B. bij de Vaate, 1991. Aquatische macrovertebraten in de Duursche Waarden 1989-1991. Een beschrijving van de uitgangssituatie en de eerste veranderingen als gevolg van het natuurontwikkelingsproject. Publicaties en rapporten van het project Ecologisch Herstel Rijn. Uitgevoerd in opdracht van het RIZA. Publicatie no. 36-1991.

Knaapen, J.P. & J.G.M. Rademakers, 1990. Rivierdynamiek en vegetatieontwikkeling. Wageningen. Staring Centrum Rapport 82.

Knoben, R.A.E. & E.T.H.M. Peeters, 1997a. Eco-atlas van waterorganismen. Deel IV: zoöplankton en macrofauna exclusief insecten. Rapport 97 40. STOWA Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

Knoben, R.A.E. & E.T.H.M. Peeters, 1997b. Eco-atlas van waterorganismen. Deel V: macrofauna: insecten. Rapport 97 41. STOWA Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer, Utrecht.

Knol, W.C., G.J. Maas, H.P. Wolfert, H.A. van Kleef &

M.A. Klinkers, 1997. Inventarisatie van de huidige monitoringprojecten voor een integraal monitoringprogramma voor natuurontwikkeling in het rivierengebied. DLO-Staring Centrum, Wageningen- Rapport 464. 134 p.

Lanters, R., 1998. Graadmeters voor de biodiversiteit van de Noordzee. Lezing Workshop Graadmeters Biodiversiteit, 5 maart 1998, Utrecht.

Latour, J.B, I.G. Staritsky, J.R.M. Alkemade & J. Wiertz, 1997. De Natuurplanner. Decision Support Systeem Natuur en Milieu. RIVM-rapport 711901019. Bilthoven, 69 pp.

Leemans, J.A.A.M., 1989. Oevertypologie voor de grote rivieren van Nederland. STL Nijmegen (rapport 89-3) & Projectgroep Milieuvriendelijke Oevers Rijkswaterstaat Gelderland Amhem (rapport 4).

Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, 1995. Ecosystemen in Nederland. Den Haag, Min. LNV, directie Natuurbeheer.

OVB, 1992. Cursus Visstandbeheer en Integraal Waterbeheer. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Platteeuw, M., in voorb. Ecologische criteria ter beoordeling van veranderingen in de waterhuishouding van het IJsselmeergebied. Concept notitie RIZA, Lelystad.

Postma, R., M.J.J. Kerkhofs, B.G.M. Pedroli & J.G.M. Rademakers, 1995. Een stroom natuur, Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, project Watersysteemverkenningen, RIZA nota 95.060, ISBN 9036945267.

Prins, A.H., 1995. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor Natuurontwikkelings-scenario's (GREINS) - Vegetatiemodule: GREINS-VEG0. NBP-onderzoeksrapport 6. IBN-DLO, Wageningen.

Prins, A.H., V. Joosten & G. van Wirdum, 1996. Geïntegreerd Ruimtelijk Evaluatie-Instrumentarium voor Natuurontwikkelingsscenario's (GREINS) - Vegetatiemodule: GREINS-VEG 1. NBP-onderzoeksrapport 8, IBN, Wageningen.

Projecten WSV, 1994. Watersysteem verkenningen 1994. Watersystemen en doelvariabelen voor de watersysteem verkenningen. RIZA nota nr. 94.019.

Quak, J., 1994. Klassificatie en typering van de visstand in stromende wateren. In: A.J.P. Raat, redactie. Vismigratie, visgeleiding en vispassages in Nederland. Lezingen en posterpresentaties van de Studiedag Vismigratie, Jaarbeurs Utrecht 15 december 1993. Organisatie ter Verbetering van de Binnenvisserij, Nieuwegein.

Rademakers, J.G.M., 1993. Deelprogramma Natuurontwikkeling. Natuurontwikkeling uiterwaarden en ecologisch onderzoek; een verkennende studie. Wageningen, DLO-instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. NBP-onderzoeksrapport 2.

Rademakers, J.G.M. & H.P. Wolfert, 1994. Het Rivier Ecotopen Stelsel: een indeling van ecologisch relevante ruimtelijke eenheden t.b.v. ontwerp- en beleidsstudies in het buitendijkse rivierengebied. Lelystad, RIZA.

Rademakers, J., B. Pedrolì & J. van Herk, 1995. Een stroom natuur, Natuurstreefbeelden voor Rijn en Maas. Achtergronddocument A : Kansrijkdom van ecotopen. Ministerie van Verkeer en Waterstaat, project Watersysteemverkenningen, RIZA werkdocument 95.172X.

Runhaar, J., C.L.G. Groen, R. van der Meijden & R.A.M. Stevers, 1987. Een nieuwe indeling in ecologische groepen binnen de Nederlandse flora. *Gorteria* 13: 277-359.

Schaminée, J. & A. Jansen (red.), 1997. Wegen naar natuurdoeltypen; ontwikkelingsreeksen en hun indicatoren voor herstelbeheer en natuurontwikkeling. KIWA, Nieuwegein.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda, 1995. De vegetatie van Nederland, deel 1. Inleiding tot de plantensociologie - grondslagen, methoden en toepassingen. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda, 1996a. De vegetatie van Nederland, deel 2. Water, ruigten en moerassen. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Schaminée, J.H.J., A.H.F. Stortelder & E.J. Weeda, 1996b. De vegetatie van Nederland, deel 3. Graslanden, zomen en droge heiden. Opulus Press, Uppsala/Leiden.

Schie, J. van de, 1995. Aquatische macro-evertebraten in de Duursche Waarden: augustus 1993. Werkdocument RIZA 95.030X, Lelystad.

Shannon, C.E. & W. Weaver, 1963. The mathematical theory of communication. Univ. Illinois Press, Urbana, 117 pp.

Sierdsema, H. & B. Engbers, 1996. AVIS. Handleiding versie 1.0. Staatsbosbeheer, Driebergen.

Slooff, W. (red.), 1996. Het leefomgevingskapitaal in Nederland: zoeken naar een balans. RIVM, Bilthoven.

SOVON, 1987. Atlas van de Nederlandse vogels. SOVON, Beek-Ubbergen.

Spoelstra, K., 1996. Monitoring van vleermuizen in de voorbeeldgebieden natuurverkenningen. De Blauwe Kamer en De Duursche Waarden. Stichting Vleermuisbureau Wageningen. SVB rapport 96.06.

Stevens, R.A.M., J. Runhaar, H.A. Udo de Haes & C.L.G. Groen, 1987. Het CML-ecotopen-systeem, een landelijke ecosysteemtypologie toegespitst op de vegetatie. Landschap 4: 135-150.

Tamis, W. L.M. & C.L.G. Groen, 1996. Een floristisch meetnet voor de oevers van de zoete rijkswateren. RIZA-nota 96.010/FLORON-rapport 1.

Typologie en waardering van stagnante wateren langs de grote rivieren in Nederland, op grond van waterplanten, plankton en macrofauna, in relatie tot fysisch-chemische parameters. Publikaties en rapporten van het project 'Ecologisch Herstel Rijn'. Publicatie no. 25 -1990. RIZA, Lelystad.

Verbeek, P. & R. Krekels, 1998. De fauna van natuurontwikkelingsgebied de Duursche Waarden en broedvogelkartering in uiterwaarden Deventer - Wijhe 1992 - 1996. Natuurbalans/Limes divergens, Nijmegen.

Verdonschot, P.F.M., J. Runhaar, W.F. Van der Hoek, C.F.M. De Bok, & B. Specken, 1992. Aanzet tot een ecologische indeling van oppervlaktewateren in Nederland. Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek/CML, Leersum/Leiden.

Weijden, M.H. van der, P. Jesse, K.H. Prins & W.H. Mulder, 1995. Milieumeetnet Zoete Rijkswateren. RIZA Nota nr. 96.005.

Westhoff, V., P.A. Bakker, C.G. van Leeuwen & E.E. van der Voo, 1971. Wilde planten; flora en vegetatie in onze natuurgebieden. Deel 2. Natuurmonumenten, 's Graveland.

Witte, J.P.M. & R. van der Meijden, 1992. Verspreiding en natuurwaarden van ecotoopgroepen in Nederland. Rapport Onderzoek Effecten Grondwaterwinning 6. RIVM, Bilthoven.

Witte, J.P.M., C.L.G. Groen & J.G. Nienhuis, 1994. Het ecohydrologisch voorspellingsmodel DEMNAT-2; conceptuele modelbeschrijving. RIVM-rapport nr. 714305007.

Zuiderwijk, A., 1979. Verschillende broedbiotopen van een aantal Westeuropese amfibieën. Lacerta 37(5): 63-68.

Niet-gepubliceerde bronnen

Hoogeveen, Y.R., 1995. Biodiversiteitsindicatoren en beleid. Discussiebijdrage aan de RMNO Programmeringsstudie Biodiversiteit.

Langenvelde, F. van, 1998. Natuurwaardering in Natuurplanner en NEM. Interne notitie RIVM.

Natuurbalans, 1998. Dagvlinders in de Duursche Waarden.

Aanhangsel A Bestaande methoden voor natuurwaardering

Onderstaand wordt ingegaan op een aantal studies, waarin één of meer methoden ter bepaling van natuurkwaliteit zijn uitgewerkt. Onderstaande tabel vat beknopt samen hoe de in deze studies gehanteerde methoden beoordeeld worden aan de hand van de in paragraaf 2.3 genoemde criteria. Let wel: de beoordeling slaat op de in de studies gehanteerde methoden, niet op de studies als geheel.

Tabel A.1 Schematische weergave van de mate waarin de in een aantal studies methoden voor natuurwaardering voldoen een de gestelde criteria voor een waarderingsmethode op basis van RES-ecotopen

studie/ methode	Aansluiting op RES-ecotopen	biologische kwaliteit	ecologisch en beleids- relevant	kwantificeerbaar, reproduceerbaar, standaardiseerbaar	gevoelig en eenduidig	aansluiting MWTL en NEM
DEMNAT	nee	ja	ja	ten dele	gevoelig? eenduidig ja	nee
'FLORON'	nee	ja	ja	grotendeels	gevoelig? eenduidig ja	ja
Natuurplanner/ NEM, EKI	nee?	ja	ja?	?	(te) gevoelig ja eenduidig nee	MWTL nee NEM ja
WIN	nee	ten dele	?	?	gevoelig? eenduidig?	MWTL ja RES?
GONZ	nee	ja	ja	ten dele	gevoelig? eenduidig?	nee
GREINS	nee	ja	ja	ja	gevoelig ja eenduidig nee	nee
MORRIS	nee	ja	ja	ja?	gevoelig? eenduidig ja	nee
EQUEST	nee	ja	?	?	gevoelig? eenduidig?	nee

A.1 DEMNAT (Dosis-Effect Model Natuur-Terrestrisch)

DEMNAT staat voor Dosis Effect Model voor terrestrische NATuur. Het is een hydro-ecologisch model, dat gebruikt wordt om op landelijke schaal de effecten van waterhuishoudkundige maatregelen of scenarios op oppervlakte- en grondwaterafhankelijke ecosystemen te voorspellen. Het model voorspelt de verandering in volledigheid van soortengroepen van natte en vochtige ecosystemen (alleen vegetatie) onder invloed van ingrepen in de waterhuishouding, zoals grondwaterstanddaling en -stijging, inlaat van water en veranderingen in kwelregime. DEMNAT is met name ontwikkeld en gebruikt om effecten van verdroging te voorspellen. Het model is thans eigendom van RIZA en RIVM.

Voor de karakterisering van vegetatie en bodems wordt gewerkt met een door het Centrum voor Milieukunde in Leiden (CML) ontworpen systeem van ecotopen en ecoseries (Klijn & Udo de Haes, 1990). DEMNAT werkt met dosis-effectrelaties waarbij voor alle mogelijke combinaties (van bodem en vegetatie) de abiotische respons (van bodem en water) is geïntegreerd met de biotische respons van de

vegetatie. De relaties zijn gebaseerd op deskundigen-oordeel, hetgeen zowel het voordeel van een relatieve eenvoud en robuustheid (geen complexe mathematische relaties en prametrisatie-problemen) als het nadeel van geringe inzichtelijkheid (de mechanismen achter de relaties worden niet beschreven noch gemodelleerd) en controleerbaarheid met zich meebrengt.

DEMNET berekent de veranderingen in ecotooptypen ten gevolge van hydrologische scenario's. Hiervoor worden de eerdergenoemde CML-ecotopen gebruikt. Deze sluiten niet aan op de natuurdoeltypenbenadering van het ministerie van LNV. Aan een vertaalslag wordt momenteel gewerkt. Ze zijn ook wezenlijk anders dan de RES-ecotopen (zie beschrijving 'methode FLORON'). Daarnaast wordt uitvoer gegeven in de vorm van volledigheid van ecotooptypen (zijn alle potentiële soorten aanwezig) en de natuurwaarde van de verwachte soorten (gebaseerd op zeldzaamheid). Voor de bepaling van de volledigheid worden kenmerkende soorten toegekend aan ecotopen. Voor de bepaling van volledigheid in de actuele situatie wordt per km-hok de daarin voorkomende soorten toegewezen aan de ecotopen waarvoor zij kenmerkend zijn. Deze toewijzing is noodzakelijk omdat de ruimtelijke schematisatie van zowel de abiotische eenheden (ecotopen en ecoseries) als het voorkomen van plantensoorten (gebaseerd op FLORBASE) alleen informatie op km-hok toelaat. De toewijzingsprocedure is vrij ingewikkeld en ondoorzichtig. Hij impliceert onzekerheid in de berekeningsmethode, aangezien het nooit zeker is dat soorten die voorkomen inderdaad groeien in de ecotopen waarvoor ze meetellen. Een tweede zwakte van de methode ligt in het feit dat men - bij gebrek aan beter - slechts werkt met aanwezigheid van plantensoorten en niet met dichtheden of abundanties. DEMNET bepaalt ook de natuurwaarde van de onderzochte km-hokken. Deze wordt afgeleid van de landelijke zeldzaamheid van de voorkomende plantensoorten en hun abundantie (hoger is beter).

A.2 Floristisch Meetnet voor de Oevers van de Zoete Rijkswateren (methode FLORON)

Het floristisch meetnet voor de oevers van de zoete rijkswateren, is een door FLORON ontwikkeld systeem met als doel het doen van statistisch verantwoorde uitspraken over trends van de floristische kwaliteit en milieukwaliteit in de afzonderlijke rijkswateren (Tamis & Groen, 1996). Het meetnet beslaat de grote zoete rijkswateren: IJsselmeer, Randmeren, Rijn, Maas en Zoete Delta.

Het meetnet is opgebouwd uit een selectie van ca. 400 kilometerhokken langs de genoemde rijkswateren. Het beperkt zich tot de flora van de oeverzone, dat wil zeggen: het gebied tussen het zomerbed en de kruin van de winterdijk. De meetmethode bestaat uit inventarisaties van het voorkomen van plantensoorten per km-hok. Dit wordt eens in de vier jaar uitgevoerd. Van alle voorkomende soorten wordt de presentie genoteerd. Van een selectie van soorten wordt naast de presentie ook de abundantie opgenomen. Dit betreft soorten die karakteristiek zijn voor één van de onderscheiden ecosysteemttypen, Rode-Lijstsoorten en Aandachtsoorten. Van lokaal voorkomende Rode-Lijstsoorten wordt de verspreiding gedetailleerd vastgelegd. Daarnaast worden de abundanties van alle waterplanten buiten het

zomerbed genoteerd. Voor een uitgebreide beschrijving van de methodiek van inventariseren wordt verwezen naar Tamis & Groen (1996).

Elk ecosysteemtype wordt gekarakteriseerd door een lijst van soorten, die binnen het type zijn te verwachten. De meeste soorten op die lijsten zijn kenmerkend voor één der ecosysteemtypen. Enkele soorten zijn bij twee of drie ecosysteemtypen ondergebracht en hebben daarom een lagere indicatiewaarde gekregen. De voor een ecosysteemtype karakteristieke soortengroep bestaat uit een combinatie van één of meerdere verwante ecologische groepen. Dit is gebaseerd op Runhaar et al. (1987), Witte & Van der Meijden (1992) en Groen et al. (1993). Bij de samenstelling van de soortengroepen is verder gebruik gemaakt van het overzicht van de in het rivierengebied voorkomende ecotootypen van Runhaar (1991). Laatstgenoemde typologie is gebaseerd op de zogenaamde CML-ecotopen. Dit zou op zichzelf een aanknopingspunt kunnen vormen voor de koppeling van (bijvoorbeeld kenmerkende) soorten aan de RES-ecotopen. De ecotootypen zijn echter van een heel ander type dan de RES-ecotopen. Het zijn geen ruimtelijke eenheden maar abstracties van milieutypen, die afgeleid worden uit (de milieu-indicaties van) het voorkomen van plantensoorten. Tevens is gebruik gemaakt van de soortbeschrijvingen in de Nederlandse oecologische Flora's (Weeda, 1985, 1987, 1988, 1991, 1994) en van ervaringen in het veld. Bij de toekenning van kenmerkende soorten aan ecosysteemtypen is rekening gehouden met biogeografische aspecten. Gegevens hierover zijn ontleend aan FLORBASE en aan de 'veldindrukken'.

Analyse van de gegevens gebeurt met behulp van indexen voor floristische kwaliteit en indexen voor milieukwaliteit die per kilometerhok worden berekend. De floristische kwaliteit wordt voor twaalf ecosysteemtypen bepaald. Ieder ecosysteemtype is gedefinieerd door een aantal karakteristieke soorten. Deze ecosysteemtypen sluiten slechts beperkt aan op de natuurdoeltypen van LNV en als zodanig ook niet op het RES. De floristische kwaliteit van een ecosysteemtype wordt bepaald door het aantal in een kilometerhok aanwezige karakteristieke soorten, hun abundantiewaarde en hun natuurwaarde. De onderscheiden ecosysteemtypen worden als zodanig slechts gekarteerd voor zover zij goed ontwikkeld zijn. Omdat er daarom geen ruimtelijke koppeling plaats kan vinden tussen het voorkomen van ecosysteemtypen en de voor deze typen kenmerkende soorten, wordt per ecosysteemtype een drempelwaarde gesteld aan de floristische kwaliteit; bij waarden onder deze drempelwaarde wordt het type als niet-aanwezig beschouwd. Ook wordt een drempelwaarde toegekend, waarboven sprake is van een goed ontwikkelde vorm van het ecosysteemtype. Deze drempelwaarden zijn gebaseerd op deskundigenoordeel.

A.3 Natuurplanner/NEM, EKI

De Ekologische Kapitaal Index is ontwikkeld voor het maken van een periodieke Wereld Milieu Verkenning (Global Environmental Outlook, 1997). De EKI is daarnaast het vertrekpunt voor het ontwikkelen van een graadmeter voor biologische diversiteit ten behoeve van de Natuurplanner (Latour et al., 1997) en het NEM

(Netwerk Ecologisch Meetnet). De EKI is ook toegepast voor het beschrijven van het nationale leefomgevingskapitaal (Slooff, 1996).

De EKI zal bepaald worden op basis van gegevens uit de Natuurplanner en/of het NEM (Van Langevelde, 1998). De huidige output van de Natuurplanner zijn gridkaarten met een resolutie van 250 m x 250 m. Deze bevatten informatie over de kans op voorkomen van ca. 950 plantensoorten. Deze kans wordt bepaald met behulp van het model MOVE (Latour et al., 1997). Het voorkomen van ca. 80 vogelsoorten wordt uitgedrukt in een maat voor de duurzaamheid van een samengestelde populatie, als functie van habitatkwaliteit en versnippering (gebaseerd op LARCH, Verboom et al., 1997). Het voorkomen van functionele groepen van waterplanten in een bepaalde watereenheid wordt bepaald met behulp van het Deense model PCLake.

In het NEM zal het voorkomen van soorten worden gemeten gedurende een aantal jaren, zodat uitspraken kunnen worden gedaan over (landelijke) ontwikkelingen per soort. In dit kader worden meetnetten opgezet voor verschillende doeleinden, zoals voor het signaleren van veranderingen in aandachtsoorten en van veranderingen ten gevolge van verzuring, vermesting, verdroging, beheer en versnippering. De precieze output van het NEM is nog niet definitief (Van Langevelde, 1998).

De essentie van de EKI is dat de natuurkwaliteit van een ruimtelijke eenheid bepaald wordt door de oppervlakte en de kwaliteit ervan. De kwaliteit van de eenheid wordt berekend op basis van het verschil tussen de mate van voorkomen van de soort in de eenheid en in een referentie. Dit kan bepaald worden per vegetatie-eenheid, per rastercel van 250 m x 250 m of per km², per regio en voor heel Nederland. Tentatieve berekeningen voor de verandering van de EKI voor heel Nederland (onderscheiden in 'gedomesticeerd' en 'ongedomesticeerd') tussen 1900 en heden zijn reeds gemaakt. De EKI leunt zwaar op een referentie, die gebruikt wordt als ideaalbeeld voor het systeemtype. De afwijking van het ideaalbeeld geldt als maat voor de kwaliteit; een afwijking van 0 betekent een maximale kwaliteit. Elke afwijking, zowel naar boven als naar beneden, ten opzichte van deze referentie leidt tot een verlaging van de EKI. Het 'ecologisch kapitaal' wordt berekend als het product van het areaal en haar natuurkwaliteit (Ten Brink et al., 1996). Het ecologisch kapitaal is nul als er geen ruimte meer over is of de natuurkwaliteit in die ruimte tot nul is gereduceerd. Het ecologisch kapitaal is 100% als heel Nederland 'natuurlijk' is. Dat wil zeggen: indien overal die systeemtypen aanwezig zijn die als kenmerkend voor de (abiotsiche) omstandigheden worden beschouwd, in een onderlinge verhouding die als oorspronkelijk wordt beschouwd en met exact die soortensamenstelling die in de referentie het geval is. De referenties zijn ontleend aan het natuur- en waterbeleid.

Deze benadering gaat uit van een zeer sterk classificatorische benadering van de natuur. Er spreekt een sterk geloof uit in de onderscheidbaarheid van systeemtypen in het veld en in de mogelijkheid om ideaal-typen te definiëren. Het veronderstelt de aanwezigheid van een gedetailleerde typologie van ecosysteemtypen en kennis van de (soortensamenstelling van) deze ecosysteemtypen en gaat uit van een geringe variabiliteit in ruimte en tijd ervan. Dit zijn uitgangspunten die moeilijk toepasbaar zijn op de definities van de RES-ecotopen, die een vrij grote variatie aan biotische inhoud toelaat. Bovendien sluit deze benadering nauwelijks verenigbaar met het dynamische karakter van veel RES-ecotopen. Het ligt immers in de natuur van deze

ecotopen dat de soortensamenstelling en zeker de abundanties vrij sterk variëren in de ruimte en de tijd.

A.4 Waterhuishouding in 't Natte Hart (WIN)

Ten behoeve van de onderbouwing van mogelijke veranderingen in de waterhuishouding in het IJsselmeergebied, het Noordzee-kanaal en het Amsterdam-Rijn-kanaal wordt door DWW-RIZA gewerkt aan een methode voor de evaluatie van alternatieve scenario's (Platteeuw, in voorb.). Een doel hiervan is het bepalen van het natuurrendement van deze scenario's. Hiertoe dienen waarderingscriteria te worden geoperationaliseerd. De criteria biodiversiteit, natuurlijkheid en duurzaamheid worden uitgewerkt.

Biodiversiteit wordt vooral opgevat als de mogelijke bijdrage van scenario's aan de landelijke of internationale biodiversiteit. Hierbij wordt gelet op bekende beleidscategorieën als Rode-Lijst- of doelsoorten en daarnaast op de bijdrage van het IJsselmeer e.o. aan zgn. flyway-populaties van trekvogels. Natuurlijkheid wordt ingevuld met: natuurlijke peilfluctuaties, compleetheid van het gehele ecosysteem in termen van aanwezige ecotopen en levensgemeenschappen en (het minimaliseren van) de menselijke invloed. Duurzaamheid wordt ingevuld met de mate van afhankelijkheid van menselijk ingrijpen of beheer. In deze opvatting is een ecosysteemtype niet duurzaam indien het voor zijn voortbestaan een hoge mate van menselijk ingrijpen behoeft.

Bovenstaande vormen van natuurwaardering geven weinig aanknopingspunten voor de te ontwikkelen waarderingsmethode op basis van het RES. Zoals zij in de WIN-studie worden uitgewerkt, zijn het geen methoden voor de waardering op ecotoopniveau. Wel kunnen de criteria compleetheid van ecotopen en bijdrage aan de (inter)nationale diversiteit eventueel worden toegepast op gebiedniveau.

A.5 Graadmeterontwikkeling Noordzee (GONZ)

Het project GONZ beoogt het ontwikkelen en toepassen van graadmeters voor een integrale toetsing van het water- en natuurbeleid voor de Noordzee. Het is bedoeld als een toetsingskader voor de ecologische kwaliteit van de Noordzee voor zowel het Ministerie van Verkeer en Waterstaat als het Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij.

GONZ werkt met het volgende begrippenkader:

- beleidsthema's;
- ecosysteemkenmerken;
- graadmeters;
- indicatoren;
- basisgegevens.

De beleidsthema's zijn:

- behoud van biodiversiteit;
- gezond ecologisch functioneren;
- gebruik afgestemd op de ecologische kwaliteit van het watersysteem (een invulling van duurzaam gebruik).

De graadmeters zijn via de ecosysteemkenmerken gekoppeld aan de thema's. Zo zijn voor het thema behoud van biodiversiteit de ecosysteemkenmerken soorten(groepen), levensgemeenschappen en ecotopen geselecteerd. Voor het thema gezond ecologisch functioneren zijn de ecosysteemkenmerken productiviteit, voedselwebstructuur en hydro- en morfodynamiek geselecteerd. Voor de bepaling van de toestand van de graadmeters worden indicatoren gebruikt. Er worden systeem-indicatoren en gebruikindicatoren onderscheiden. De eerste indiceren de ecologische kwaliteit als zodanig, de laatste de effecten van het gebruik hierop.

GONZ onderscheidt dus drie beleidsthema's, per thema drie of meer ecosysteemkenmerken en per ecosysteemkenmerk een aantal graadmeters. De graadmeters zijn daardoor van heel uiteenlopende aard. Voor de systeemkenmerken soorten(groepen), levensgemeenschappen zijn graadmeters gedefinieerd die afgeleid worden van structuurkenmerken van plankton-, makrobenthos- en visgemeenschappen. Voor het kenmerk hydro- en morfodynamiek is een graadmeter uitgewerkt die afgeleid wordt van het areaal aan dynamische ecotopen.

Hoewel GONZ op een systematische wijze van beleidsthema's via systeemkenmerken en graadmeters tot indicatoren komt, leidt de werkwijze tot een forse divergentie van de aard van de informatie. De huidige stand van uitwerking van GONZ leidt niet tot een geaggregeerde, laat staan eenvoudige maat voor de ecologische kwaliteit. Voor het doel van deze studie is dat wel gewenst. Het aggregeren van de informatie op basis van de verschillende indicatoren tot graadmeters en vervolgens een toetsingskader voor het beleid, wordt als een punt van aandacht gezien, dat vooralsnog echter niet opgelost is. Het toepassen van een dergelijke methode in deze studie zou als consequentie hebben dat een groot aantal parameters (indicatoren) in de verschillende ecotopen bepaald zouden moeten worden, hetgeen de methode waarschijnlijk erg bewerkelijk zou maken. GONZ richt zich op het waarderen van de ecologische kwaliteit van het gehele ecosysteem van de Noordzee, niet op de afzonderlijke ecotopen daarbinnen. Daarom is een aanzienlijk deel van de in GONZ uitgewerkte indicatoren alleen relevant voor bepaalde ecotooptypen, of niet discriminerend tussen ecotooptypen. Voor het doel van de studie lijkt de GONZ-benadering daarom minder geschikt.

A.6 Instrumentarium voor Natuurontwikkelingsscenario's (GREINS)

GREINS is ontwikkeld voor het evalueren van scenario's voor natuurontwikkeling op basis van standplaatsfactoren (bodem, hydrologie), vegetatie-ontwikkeling, atmosferische depositie van zure en eutrofiërende stoffen, waterbeheer, landinrichting en terreinbeheer. Dat is een heleboel en GREINS bestaat dan ook uit een aantal modules: een kennismodel voor vegetatieontwikkeling (VEG1), een regionaal

hydrologisch model (SIMGRO), een deterministisch standplaatsmodel voor modellering van bodemverzuring (SMART2) en een natuurtechnisch model (NTM) dat de potentiële natuurwaarden berekent. Aan de hand van deze potentiële natuurwaarden kunnen scenario's worden geëvalueerd. Momenteel is GREINS slechts operationeel voor deelgebieden van het gebied van de Drentse Aa. Het model is uitgebreid gedocumenteerd in Heijmans (1996), Prins et al. 1996, Prins et al. 1997-a, Prins et al. 1997-b, Wiertz & van Ek (1996), Kemmers & van der Bolt (1997), Kemmers et al. (1997) en Schouwenberg et al. (1997)

De volgorde van werken in GREINS is als volgt. Eerst wordt een fysiotopectypologie en -kaart gemaakt, vervolgens een natuurdoeltypentypologie en -kaart. Vervolgens wordt met het vegetatiemodel de vegetatiesuccessie gesimuleerd. Daarna wordt het hydrologisch model geïmplementeerd. Daarna wordt het standplaatsmodel geïmplementeerd en worden ecotopen gegenereerd. Tenslotte wordt de natuurwaarde van de ecotopen bepaald. Daarmee worden de scenario's geëvalueerd.

De vegetatieontwikkelingsmodule GREINS-VEG1 geeft aan hoe de vegetatiestructuur zal zijn na 10, 30 en 100 jaar, in afhankelijkheid van het gevoerde beheer en van de abiotische uitgangssituatie (=fysiotopectype, in het bijzonder vocht, pH en nutriënten). Dit model is een expertmodel, waarbij rekenregels zijn ontwikkeld om de kennis over begrazing te verwerken. De module GREINS-SIMGRO beschrijft de waterhuishouding op regionale schaal. Deze module is ontwikkeld om de effecten van ingrepen of veranderingen in de waterhuishouding te voorspellen. Daartoe zijn grondwaterstroming, verdamping en oppervlaktewater, en hun interacties, in het model opgenomen.

De natuurwaardemodule GREINS-NTM2 bepaalt op basis van door de abiotische modules berekende waarden voor pH, N- en vochtbeschikbaarheid de natuurwaarde. De natuurwaarde die wordt toegekend aan een combinatie van abiotische waarden (matrixcel) wordt geijkt aan de hand van de huidige situatie, waarvoor zowel abiotische gegevens als vegetatieopnamen beschikbaar zijn. De door GREINS-NTM-2 bepaalde natuurwaarde wordt gebruikt om natuurscenario's te vergelijken.

De natuurwaarde-module van GREINS is in principe toepasbaar in combinatie met een schematisatie op basis van de RES-ecotopen. GREINS bepaalt de natuurwaarde echter op basis van berekeningen met de abiotische modules. Deze vragen om gedetailleerde ruimtelijke data, die niet uit de RES-ecotopen kunnen worden afgeleid. In theorie zou GREINS de natuurwaarde van ecotopen kunnen bepalen op basis van aanvullende informatie over bodem en hydrologie. Dit vraagt echter om grote hoeveelheden extra data, in aanvulling op de RES-karteringen. Het heeft bovendien als bezwaar dat de waarde geen directe relatie heeft met de ecotopen, anders dan het ruimtelijk samenvallen van natuurwaarde en ecotoop. Het is in feite een onafhankelijke beoordeling die geen rekening houdt met de karakteristieken van de verschillende ecotooptypen. GREINS heeft noch als invoer, noch als uitvoer plantensoorten. Er zijn daarom ook geen mogelijkheden voor een koppeling met monitoringdata (als invoer) of via kenmerkende soorten (als uitvoer) met ecotopen.

Wellicht het grootste probleem voor toepassing van GREINS in het rivierengebied is echter te verwachten omdat de natuurwaarde-module geen rekening houdt de ecologische respons van planten op hydro- en morfodynamiek.

A.7 MORRIS

MORRES staat voor Model van RekenRegels voor Ecotopen en Soorten. Het is een op HEP's gebaseerd systeem, waarin met rekenregels een vertaling van ecotopen naar aantallen van doelsoorten gemaakt wordt. Het is opgesteld door het WL in opdracht van RIZA in het kader van de WSV-studies. Er zijn versies voor het riverengebied, voor meren en voor het Deltagebied.

MORRES is een expertsysteem dat werkt met geformaliseerde expertkennis. Het heeft als input de oppervlakte van (RES?)ecotopen en als output de oppervlakte aan geschikt habitat per soort. Deze oppervlakten kunnen vertaald worden naar variabelen als aantal individuen, aantal broedparen e.d. met behulp van soortafhankelijke berekeningen. Er zijn voor ongeveer 100 soorten rekenregels opgesteld. Deze zijn veelal gebiedspecifiek. MORRES zou voor de kwaliteitsbepaling van ecotopen een rol kunnen spelen indien de achterliggende informatie met betrekking tot de voorwaarden waaronder soorten in ecotopen voorkomen, beschikbaar is. Wellicht zijn hieruit indicaties van de kenmerkendheid van soorten voor ecotopen af te leiden.

A.8 EQUEST

EQUEST staat voor: Ecological Quality Evaluation System (Bruijne, 1994). Het is een expert-systeem dat de Integrale Ecologische Waarde van een gebied of plan bepaalt. Dit gebeurt op basis van door de gebruiker geselecteerde ecologische waarden, die betrekking kunnen hebben op vier 'vlakken' (integriteit, diversiteit, zeldzaamheid en kenmerkendheid). Op basis van inschattingen door experts worden waarden tussen nul en één toegekend aan alle ecologische parameters. Vooraf dient gekozen te worden uit een aantal specifieke visies op natuur. Elk van de visies legt het accent op een ander 'vlak'. Het systeem weegt de bijbehorende parameters zwaarder dan de andere parameters, zodat de Integrale Ecologische Waarde van een gebied verschilt met de visie.

EQUEST is in eigendom bij Het Waterloopkundig Laboratorium Delft en de Directie Zeeland van RWS. Het is toegepast op een schorrengebied nabij St. Annaland (Oosterschelde) en op het Haringvliet/Hollandsch Diep (Jans, 1997).

Uit de ter beschikking staande informatie is niet geheel duidelijk geworden of EQUEST een rol zou kunnen spelen bij de waardering van rivierecotopen. Interessant is de mogelijkheid om meer dan één waarderingsgrondslag te kiezen en deze zodoende ook te vergelijken. De waarderingscriteria die in EQUEST zijn opgenomen (integriteit, diversiteit, zeldzaamheid en kenmerkendheid) zijn alle in principe bruikbaar voor een onderlinge waardering van rivierecotootypen. Echter alleen kenmerkendheid lijkt bruikbaar als basis voor een vergelijking van ecotopen van hetzelfde type (zie hierover paragraaf 2.4). Het is daarom de vraag of EQUEST veel

kan toevoegen aan een waarderingssysteem dat is gebaseerd op kenmerkendheid. In elk geval zouden daartoe de overige waarderingscriteria ook uitgewerkt moeten worden.

Aanhangsel B Kenmerkende soorten voor rivierecotootypen op basis van koppeling met ecologische soortengroepen

Om de kenmerkendheid van soorten voor rivierecotootypen via de indeling in ecologische groepen volgens Runhaar et al. (1987) af te leiden uit vegetatiestructuur en standplaatscondities die binnen de rivierecotootypen geacht worden voor te komen (zie paragraaf 4.3.2), is het programma KENSRT geschreven. Het programma heeft als invoer de indeling van soorten in ecologische soortengroepen en een tabel die de relatie tussen rivierecotootypen en ecologische soortengroepen beschrijft. Deze tabel is in principe gelijk aan tabel 5, met uitzondering van bossen en struwelen, die gemeenschappelijke soortengroepen delen met de aanduiding H**, 'Soorten van bossen en struwelen op...'. Elke soort krijgt een weegwaarde die aangeeft hoe specifiek de soort gebonden is aan de binnen het rivierecototype voorkomende standplaatsen. Deze weegwaarde is gebaseerd op het aantal rivierecotootypen waarbinnen de betreffende standplaatsconditie voorkomt. De weegwaarde loopt van 1 (de standplaatscondities waarvoor een soort kenmerkend is komen alleen binnen dat rivierecototype voor) tot 0 (de standplaatscondities waarvoor de soort kenmerkend is komen niet voor binnen het rivierecototype).

Voor een aantal soorten is afgeweken van de indeling in Runhaar et al.. Het gaat om een aantal typische rivier-soorten waarvan al eerder geconstateerd is dat ze ten onrechte bij de klasse 'nat' zijn ingedeeld (Runhaar, 1991; Runhaar et al. 1997): *Aster lanceolatus*, *Aster tradescantii*, *Cardamine impatiens*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Cuscuta europaea*, *Elymus caninus*, *Peucedanum carvifolia*, *Rorippa austriaca*, *Silaum silaus*, *Solanum nitidibaccatum*, *Solidago gigantea*, *Xanthium strumarium*. Deze soorten zijn nu alleen bij de soortengroepen van vochtige standplaatsen meegerekend.

De ruwe lijsten zijn vervolgens bewerkt door soorten te verwijderen die niet binnen het rivierecototype te verwachten zijn omdat:
ze niet binnen het rivierengebied voorkomen;
niet bestand zijn tegen de heersende rivierdynamiek;
de standplaatscondities binnen het ecototype slechts voor een deel overlappen met de standplaatscondities op basis waarvan de soortengroep is gedefinieerd.
Bij de meest soortenrijke ecototypen (Og-1 en Og-2) zijn bovendien ook de meest algemene soorten (met UFK 8 of 9) uit de lijst weggelaten.

Met **vet** is aangegeven welke soorten op basis van de literatuuranalyse zijn geselecteerd als kenmerkende soorten (zie paragraaf 4.4.1 voor een toelichting op de selectie van de soorten). Tevens is aangegeven welke soorten ontbreken ten opzichte van de literatuurselectie, en wat de reden is dat ze in de selectie op basis van ecologische soortengroepen ontbreken. Alleen bij oeverwalhooiland (Og-2) is dit nagelaten omdat de afgrenzing van oeverwalhooiland ten opzichte van oeverwalstroombalgrasland (Og-1) onduidelijk is, en bij de selectie van soorten op basis van literatuur een andere omgrenzing lijkt te zijn gekozen dan bij de selectie van soorten op basis van vegetatiestructuur en standplaatscondities.

Ecotootype 4: Zs-2 zandplaat/zandstrand

Geselecteerd op de ecologische soortengroepen:

- P28 Pioniervegetatie op natte, zeer voedselrijke bodem
- P48 Pioniervegetatie op vochtige, zeer voedselrijke bodem
- P67 Pioniervegetatie op droge, matig voedselrijke bodem
- P68 Pioniervegetatie op droge, zeer voedselrijke bodem

Omvat in ruwe vorm 260 soorten, waarvan de meeste geschrappt zijn omdat ze niet bestand zijn tegen de grote rivierdynamiek. **Vet** aangegeven: kenmerkende soorten op basis literatuuranalyse. Vraagteken (?): onzeker of deze soorten ook op zandig substraat algemeen voorkomen.

?Alopecurus aequalis	.08
?Alopecurus geniculatus	.08
Amaranthus blitum	.14
?Artemisia vulgaris	.06
Atriplex prostrata	.10
Atriplex patula	.10
Bidens frondosa	.17
Bidens tripartita	.17
Brassica nigra	.05
Chenopodium album	.11
Chenopodium glaucum	.13
Chenopodium polyspermum	.13
Chenopodium rubrum	.13
Cynodon dactylon	.07
Datura stramonium	.14
Elatine triandra	.17
Elymus repens	.03
?Erucastrum gallicum	.05
Juncus bufonius	.07
? Limosella aquatica	.17
Matricaria maritima	.10
Melilotus indica	.07
Stellaria aquatica	.08
Polygonum hydropiper	.17
Polygonum lapathifolium	.10
Polygonum mite	.17
Polygonum persicaria	.10
Potentilla supina	.17
Pulicaria vulgaris	.17
Ranunculus sceleratus	.17
Rorippa sylvestris	.09
Rumex crispus	.05
Rumex maritimus	.17
Rumex palustris	.17
Solanum nigrum subsp. nigrum	.11
Sonchus arvensis var. arvensis	.05
?Veronica beccabunga	.08
?Veronica catenata	.06
Solanum nitidibaccatum	.17
Xanthium orientale	.17
Amaranthus blitoides	.14

Ontbreken t.o.v. selectie op basis literatuur:

Elatine hydropiper (niet ingedeeld in ecologische soortengroep)

Corispermum lepopterum (alleen ingedeeld bij voedselarm: P63ro)

Cuscuta gronovii (ingedeeld bij ruigte en struweel: R48 en H48)

Elecocharis acicularis (ingedeeld bij voedselarm tot matig voedselrijk: W12 en W17)

Cyperus fuscus (ingedeeld bij matig voedselrijk: P27)

Centaureum pulchellum (ingedeeld bij voedselarm tot matig voedselrijk: P23, bP20 en G46)

Rorippa amphibia (ingedeeld bij ruigte en verlanding: R28, V17, V18)

Ecotootype 7: Zs-6 krib/strekdam/stenen oever

Geselecteerd op de ecologische soortengroepen:

R28 Ruigte op natte, zeer voedselrijke bodem

R48 Ruigte op vochtige, zeer voedselrijke bodem

R68 Ruigte op droge, zeer voedselrijke bodem

P40mu Pioniervegetatie op vochtig stenig substraat

P60mu Pioniervegetatie op droog stenig substraat

Omvat in ruwe vorm ruim 100 soorten, waarvan een groot deel geschrapt is omdat het soorten zijn die niet bestand zijn tegen hoge rivierdynamiek. **Vet** aangegeven: kenmerkende soorten op basis literatuuranalyse. Vraagteken (?): onduidelijk in hoeverre soort bestand is tegen hoge rivierdynamiek

Angelica archangelica	.17
Arctium lappa	.13
?Armoracia rusticana	.13
Artemisia vulgaris	.08
Aster lanceolatus	.11
Aster tradescantii	.11
Brassica nigra	.06
?Bunias orientalis	.06
Calystegia sepium	.09
Carduus crispus	.16
Chaerophyllum bulbosum	.17
Corrigiola litoralis	1.00
Cuscuta europaea	.23
Cuscuta gronovii	.06
Cuscuta lupuliformis	.06
Elymus repens	.04
Galium aparine	.04
Heracleum mantegazzianum	.06
Heracleum sphondylium	.04
Herniaria glabra	.50
Inula britannica	.33
Lythrum salicaria	.08
Melilotus altissima	.15
Melilotus indica	.50
Phalaris arundinacea	.08
Polygonum amphibium	.06
Potentilla reptans	.25
?Rorippa amphibia	.17
Rorippa austriaca	.23
Rumex scutatus	1.00
Sedum acre	.33
Sedum album	.50
Sedum reflexum	.50
Senecio paludosus	.17
Sonchus arvensis var. arvensis	.06
Stachys palustris	.11
Symphytum officinale	.05
Urtica dioica	.06
Valeriana officinalis	.08
Impatiens glandulifera	.15
Solidago canadensis	.16

Ontbreken t.o.v. selectie op basis literatuur:

Rumex aquatilis (uitgestorven)

Gypsophila muralis (uitgestorven, niet ingedeeld in ecologische soortengroepen)

Ecotootype 43: Ws-2 afgesloten strang

Geselecteerd op de ecologische soortengroepen:

W18 Watervegetaties in zeer voedselrijk water

V18 Verlandingsvegetaties in zeer voedselrijk water

P28 Pioniervegetaties op natte, zeer voedselrijk water

Omvat in ruwe vorm ruim 80 soorten, waarvan echter een groot deel niet bestand is tegen hoge hydrodynamiek en daarom van de lijst is afgevoerd. **Vet** aangegeven: kenmerkende soorten op basis literatuuranalyse. Vraagteken (?): onduidelijk in hoeverre soort bestand is tegen hoge rivierdynamiek

?Acorus calamus	
Alisma gramineum	.06
Alisma lanceolatum	.17
Alisma plantago-aquatica	.17
Alopecurus aequalis	.08
Alopecurus geniculatus	.08
Bidens frondosa	.17
Bidens tripartita	.17
Butomus umbellatus	.11
Callitriche platycarpa	.11
?Callitriche stagnalis	.06
Chenopodium glaucum	.08
Chenopodium polyspermum	.08
Chenopodium rubrum	.08
Elatine triandra	.17
Eleocharis palustris subsp. palustr	.08
Glyceria fluitans	
Glyceria maxima	
Iris pseudacorus	.06
Juncus bufonius	.04
?Leersia oryzoides	.17
Limosella aquatica	.17
Stellaria aquatica	.08
?Myriophyllum spicatum	
Nuphar lutea	.06
Nymphaea alba	.06
Nymphoides peltata	.06
Phalaris arundinacea	.08
Phragmites australis	.06
Polygonum amphibium	.02
Polygonum hydropiper	.17
Polygonum mite	.17
?Potamogeton lucens	
Potamogeton pectinatus	.17
Potentilla supina	.17
Pulicaria vulgaris	.17
Ranunculus sceleratus	.17
Rorippa amphibia	.11
Rorippa palustris	.08
Rorippa sylvestris	.06
Rumex hydrolapathum	.17
Rumex maritimus	.17
Rumex palustris	.17
Scirpus lacustris subsp. lacustris	.33
Scirpus maritimus	.17
Senecio congestus	.17
Veronica beccabunga	.08

Veronica catenata	.09
?Typha angustifolia	
?Typha latifolia	
?Zannichellia palustris subsp. palus	.11
?Lythrum hyssopifolia	.17

Ecotootype 17: Og-1 oeverwal-stroomdalgrasland

Geselecteerd op de ecologische soortengroepen:

- P62 Pioniervegetatie op droge, voedselarme, zwak zure bodem
- P63 Pioniervegetatie op droge, voedselarme, basische bodem
- G62 Korte vegetatie op droge, voedselarme, zwak zure bodem
- G63 Korte vegetatie op droge, voedselarme, basische bodem
- G46 Korte vegetatie op vochtige, matig voedselrijke, basische bodem

Omvat in ruwe vorm ruim 200 soorten. Een deel van de soorten van basische standplaatsen komt alleen voor in de duinen en Zuid-Limburg en is verwijderd. Van de soorten uit de groepen P62 en G62 (pioniervegetaties en graslanden op voedselarme zwak zure droge bodem, pH 4,5-6,5) zijn die soorten verwijderd die alleen op relatief zure bodem (pH 4,5-5,5) op kalkarm of kalkloos zand voorkomen, en derhalve alleen in het Pleistoceen voorkomen. Om de lijst verder in te korten zijn ook alle soorten met een UFK van 8 of 9 verwijderd. Vet aangegeven: kenmerkende soorten op basis literatuuranalyse.

<i>Agrimonia eupatoria</i>	.20
<i>Aira caryophyllea</i>	.17
Allium oleraceum	.20
<i>Allium schoenoprasum</i>	.10
Alyssum alyssoides	.50
Arabis hirsuta subsp. hirsuta	.50
<i>Arenaria serpyllifolia</i> ssp. <i>serpyll</i>	.33
Artemisia campestris subsp. campest	.25
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	.20
Briza media	.50
Campanula glomerata	.20
Campanula rapunculus	.20
Carex caryophyllea	.35
<i>Carex flacca</i>	.20
<i>Carex spicata</i>	.10
Centaurea scabiosa	.50
<i>Cichorium intybus</i>	.10
<i>Colchicum autumnale</i>	.10
Coronilla varia	.20
<i>Crepis biennis</i>	.20
Dianthus carthusianorum	.50
<i>Dianthus deltoides</i>	.50
Eryngium campestre	.10
Euphorbia cyparissias	.25
<i>Euphorbia esula</i> subsp. <i>esula</i>	.10
Euphorbia seguieriana	.50
<i>Euphorbia esula</i> subsp. <i>tommasiniana</i>	.10
<i>Gagea pratensis</i>	.20
Galium verum	.46
<i>Geranium pratense</i>	.20
Geranium columbinum	.20
Avenula pubescens	.50
Herniaria glabra	.17
Hippocrepis comosa	.20
Holosteum umbellatum	.50
<i>Knautia arvensis</i>	.20
Koeleria macrantha	.50
<i>Petrorhagia prolifera</i>	.25
<i>Lathyrus tuberosus</i>	.20

Medicago falcata	.23
Mentha suaveolens	.20
Myosotis ramosissima	.25
Myosotis stricta	.33
Onobrychis viciifolia	.20
Ononis repens subsp. spinosa	.20
Origanum vulgare	.20
Orobanche lutea	.50
Orobanche purpurea	.50
Orobanche caryophyllacea	.50
Petrorhagia prolifera	.33
Peucedanum carvifolia	.20
Phleum arenarium	.50
Picris echioides	.20
Picris hieracioides	.35
Pimpinella saxifraga	.40
Plantago media	.20
Poa compressa	.25
Potentilla verna	.50
Primula veris	.10
Ranunculus bulbosus	.17
Rhinanthus minor	.50
Salvia pratensis	.20
Sanguisorba minor	.50
Satureja acinos	.50
Saxifraga tridactylites	.25
Sedum album	.17
Sedum reflexum	.17
Sedum sexangulare	.42
Senecio erucifolius	.20
Senecio jacobaea subsp. jacobaea	.25
Silene nutans	.50
Stellaria pallida	.25
Taraxacum laevigatum	.50
Thymus pulegioides	.50
Trifolium striatum	.50
Trisetum flavescens	.20
Valerianella carinata	.50
Verbascum lychnitis	.10
Verbena officinalis	.20
Veronica officinalis	.50
Veronica prostrata	.50
Veronica austriaca subsp. teucrium	.50
Vicia lathyroides	.50
Viola hirta	.50
Poa angustifolia	.13
Thalictrum minus	.50

Ontbreken t.o.v. selectie op basis literatuur:

Leontodon hispidus (alleen ingedeeld bij G43)

Scabiosa columbaria (alleen ingedeeld bij G43)

Thlaspi perfoliatum (alleen ingedeeld bij P43)

Linum catharticum (ingedeeld bij vochtig, voedselarm: P42,G42,G43; wel voorkomend in buitendijks rivierengebied?)

Orchis morio (ingedeeld bij vochtig, voedselarm: G22,G23,G42)

Anthyllis vulneraria (weggelaten als niet voorkomend in Fluviaal district(?))

Vulpia bromoides (weggelaten als niet voorkomend in buitendijks rivierengebied(?))

Arabis glabra (soort van struwelen en bosranden, ingedeeld bij H69)

Berteroa incana (weggelaten als soort kenmerkend voor kalkarm zand in pleistoceen)

Scleranthus annuus (weggelaten als soort kenmerkend voor kalkarm zand in pleistoceen)

Teesdalia nudicaulis (weggelaten als soort kenmerkend voor kalkarm zand in pleistoceen)

Thymus serpyllum (weggelaten als soort kenmerkend voor kalkarm zand in pleistoceen)

Cerastium pumilum (ingedeeld bij matig voedselrijk, P67)

Dianthus armeria (ingedeeld bij matig voedselrijk, P67)

Veronica praecox (ingedeeld bij matig voedselrijk, P67)

Inula britannica (ingedeeld bij nat, zeer voedselrijk: R28)

Pulsatilla vulgaris (uitgestorven)

Salvia verbenaca (uitgestorven)

Niet gemeld (UFK 8 of 9):

Centaurea jacea , *Tragopogon pratensis*, **Hieracium pilosella**

Ecotootype 18: Og-2 oeverwal-hooiland

Geselecteerd op de ecologische soortengroepen:

G46 Korte vegetaties op vochtige, matig voedselrijke, basische bodem

G47 Korte vegetaties op vochtige, matig voedselrijke bodem

De ruwe lijst omvat ruim 200 soorten. Soorten die in het riviergebied niet voorkomen zijn verwijderd. Ook zijn alle soorten die hun zwaartepunt hebben op relatief droge en schrale standplaatsen (bv. soorten ingedeeld bij P46 én G63) weggelaten om de overlap met de vorige groep te verkleinen. Om de lijst verder in te korten zijn alle soorten met een UFK van 8 of 9 weggelaten. Vraagteken (?): voldoende voorkomend in buitendijks rivierengebied?

<i>Agrimonia eupatoria</i>	.20
<i>Barbarea intermedia</i>	.20
<i>Barbarea vulgaris</i>	.20
<i>Campanula patula</i>	.10
<i>Campanula rapunculus</i>	.20
<i>Carex cuprina</i>	.07
<i>Carex spicata</i>	.10
<i>Carum carvi</i>	.20
<i>Cichorium intybus</i>	.10
<i>Colchicum autumnale</i>	.10
<i>Crepis biennis</i>	.20
<i>Eryngium campestre</i>	.10
<i>Euphorbia esula</i> subsp. <i>esula</i>	.10
<i>Euphorbia esula</i> subsp. <i>tommasiniana</i>	.10
<i>Geranium pratense</i>	.20
? <i>Hieracium caespitosum</i>	.20
<i>Hippocrepis comosa</i>	.20
<i>Knautia arvensis</i>	.20
<i>Lamium maculatum</i>	.07
<i>Lathyrus tuberosus</i>	.20
? <i>Lathyrus nissiola</i>	.20
<i>Lotus corniculatus</i> subsp. <i>tenuifoli</i>	.20
<i>Malva alcea</i>	.10
<i>Medicago falcata</i>	.07
<i>Mentha pulegium</i>	.10
<i>Mentha suaveolens</i>	.20
<i>Onobrychis viciifolia</i>	.20
<i>Ononis repens</i> subsp. <i>spinosa</i>	.20
<i>Origanum vulgare</i>	.20
? <i>Ornithogalum umbellatum</i>	.10
<i>Orobanche minor</i>	.20
<i>Peucedanum carvifolia</i>	.20
<i>Picris echioides</i>	.20
<i>Picris hieracioides</i>	.10
<i>Pimpinella major</i>	.20
<i>Pimpinella saxifraga</i>	.07
<i>Plantago media</i>	.20
<i>Ranunculus bulbosus</i>	.07
? <i>Rhinanthus angustifolius</i>	.10
<i>Rumex thyrsiflorus</i>	.20
<i>Salvia pratensis</i>	.20
? <i>Sanguisorba officinalis</i>	.20
<i>Saxifraga granulata</i>	.20
<i>Senecio erucifolius</i>	.20

Silaum silaus	.20
Tragopogon pratensis subsp. orienta	.20
Tragopogon porrifolius	.20
Trifolium fragiferum	.10
Trifolium micranthum	.20
Trofolium subterraneum	.20
Trisetum flavescens	.20
Valerianella locusta	.10
Verbena officinalis	.20
Phleum pratense subsp. bertolonii	.10

Ecotooptype 10: Ob-3 oeverwal-zachthoutoibos
 Ecotooptype 11: Ob-4 oeverwal-zachthoutstruweel

Geselecteerd op de ecologische soortengroepen:

B48 Bossen en struwelen op vochtige, zeer voedselrijke bodem

R48 Ruigten op vochtige, zeer voedselrijke bodem

Omvat in ruwe vorm ca. 90 soorten. Soorten die niet voorkomen in het rivierengebied en soorten die niet bestand zijn tegen regelmatige overstroming zijn weggelaten. Ook lichtbehoevende ruigteplanten (*Arctium tomentosum*, *Brassica nigra*, *Melilotus* sp.) zijn weggelaten. Vraagteken (?): onduidelijk in hoeverre de soort bestand is tegen hoge rivierdynamiek

<i>Acer pseudoplatanus</i>	.02
<i>Aegopodium podagraria</i>	.07
<i>Alliaria petiolata</i>	.02
<i>Alnus glutinosa</i>	.02
<i>Anthriscus sylvestris</i>	.03
<i>Arctium lappa</i>	.08
<i>Arctium minus</i>	.08
<i>Artemisia vulgaris</i>	.02
<i>Aster lanceolatus</i>	.05
<i>Aster tradescantii</i>	.05
<i>Calystegia sepium</i>	.02
<i>Carduus crispus</i>	.04
<i>Cardamine impatiens</i>	.10
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	.17
<i>Cirsium vulgare</i>	.08
<i>Crataegus monogyna</i>	.02
<i>Cucubalus baccifer</i>	.07
<i>Cuscuta europaea</i>	.04
<i>Cuscuta gronovii</i>	.04
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	.07
<i>Dactylis glomerata</i>	.03
<i>Elymus repens</i>	.02
<i>Elymus caninus</i>	.20
? <i>Epilobium ciliatum</i>	.02
? <i>Epilobium montanum</i>	.03
<i>Fraxinus excelsior</i>	.02
<i>Galium aparine</i>	.05
<i>Glechoma hederacea</i>	.01
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	.07
<i>Heracleum sphondylium</i>	.05
<i>Lamium album</i>	.05
<i>Lapsana communis</i>	.03
<i>Orobancha reticulata</i>	.08
? <i>Petasites hybridus</i>	.08
<i>Phragmites australis</i>	.01
<i>Poa trivialis</i>	.01
<i>Populus nigra</i>	.02
<i>Quercus robur</i>	.02
<i>Ranunculus ficaria</i> subsp. <i>bulbilife</i>	.02
<i>Ranunculus repens</i>	.01
<i>Rumex obtusifolius</i>	.05
<i>Salix alba</i>	.02
<i>Salix triandra</i>	.03
<i>Salix viminalis</i>	.02
<i>Sambucus nigra</i>	.03

<i>Sonchus arvensis</i> var. <i>arvensis</i>	.04
<i>Ulmus minor</i>	.02
<i>Urtica dioica</i>	.03
<i>Impatiens glandulifera</i>	.05
<i>Solidago canadensis</i>	.04
<i>Ulmus glabra</i>	.02

Ontbrekend t.o.v. selectie op basis literatuur:

Allium oleraceum (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Plantago lanceolata (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Matricaria maritima (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Rorippa sylvestris (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Juncus compressus (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Conyza canadensis (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Polygonum aviculare (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Carex hirta (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Achillea millefolium (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Sisymbrium officinale (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Chenopodium album (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Chenopodium ficifolium (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Plantago lanceolata (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Polygonum persicaria (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Polygonum lapathifolium (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Erysimum cheiranthoides (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Xanthium orientale (alleen ingedeeld bij korte vegetaties)
Achillea ptarmica (ingedeeld bij natte, matig voedselrijke ruigten, R27)
Helleborus viridis (ingedeeld bij bossen op voedselarme bodem, H43)
Polypodium vulgare (alleen ingedeeld bij ondergroei van droge bossen, H62, H63; epifytisch voorkomen op knotwilgen niet meegerekend)
Sambucus ebulus (alleen ingedeeld bij bossen op matig voedselrijke bodem)
Potentilla anserina (alleen ingedeeld bij bossen op natte bodem, H28)
Tanacetum vulgare (ingedeeld bij matig voedselrijke ruigten, beschouwd als lichtbehoevend)
Brassica nigra (beschouwd als lichtbehoevend)

Ecotooptype 22: Ub-3 Uiterwaard-zachthoutoibos
 Ecotooptype 23: Ub-4 Uiterwaard-zachthoutstruweel

Geselecteerde ecologische soortengroepen:

- B48 Bossen en struwelen op vochtige, zeer voedselrijke bodem
- R48 Ruigten op vochtige, zeer voedselrijke bodem
- B28 Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodem
- R28 Ruigten op natte, zeer voedselrijke bodem

Omvat in ruwe vorm ruim 100 soorten. Soorten die niet voorkomen in het rivierengebied en soorten die niet bestand zijn tegen regelmatige overstroming zijn weggelaten. Ook lichtbehoevende ruigteplanten (*Arctium tomentosum*, *Brassica nigra*, *Cirsium arvense*, *Euphorbia palustris*, *Inula britannica*, *Melilotus spec*, *Rorippa austriaca*, *Typha spec.*) zijn weggelaten. Vraagteken (?): onduidelijk in hoeverre soort bestand is tegen hoge rivierdynamiek

<i>Acer pseudoplatanus</i>	.02
<i>Aegopodium podagraria</i>	.07
<i>Alliaria petiolata</i>	.02
<i>Alnus glutinosa</i>	.07
<i>Angelica archangelica</i>	.17
<i>Anthriscus sylvestris</i>	.03
<i>Arctium lappa</i>	.08
<i>Arctium minus</i>	.05
<i>Artemisia vulgaris</i>	.02
<i>Aster lanceolatus</i>	.05
<i>Aster tradescantii</i>	.05
<i>Callitriche stagnalis</i>	.10
<i>Calystegia sepium</i>	.08
<i>Cardamine amara</i>	.07
<i>Cardamine flexuosa</i>	.10
<i>Cardamine impatiens</i>	.10
<i>Carduus crispus</i>	.04
? <i>Carex riparia</i>	.04
<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	.17
<i>Cirsium vulgare</i>	.08
<i>Crataegus monogyna</i>	.02
<i>Cucubalus baccifer</i>	.07
<i>Cuscuta europaea</i>	.11
<i>Cuscuta lupuliformis</i>	.07
<i>Dactylis glomerata</i>	.03
<i>Elymus repens</i>	.02
? <i>Epilobium ciliatum</i>	.05
? <i>Epilobium hirsutum</i>	.14
? <i>Epilobium montanum</i>	.03
<i>Epilobium parviflorum</i>	.14
<i>Fraxinus excelsior</i>	.07
<i>Galium aparine</i>	.05
<i>Glechoma hederacea</i>	.01
<i>Glyceria fluitans</i>	.07
<i>Glyceria maxima</i>	.14
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	.07
<i>Heracleum sphondylium</i>	.05
<i>Impatiens noli-tangere</i>	.10
<i>Inula britannica</i>	.14
<i>Iris pseudacorus</i>	.06

Lamium album	.05
Lapsana communis	.03
Lythrum salicaria	.07
Myosotis palustris	.07
Orobancha reticulata	.08
? Petasites hybridus	.08
Phalaris arundinacea	.09
Phragmites australis	.04
Poa trivialis	.04
Polygonum amphibium	.02
Populus nigra	.02
Quercus robur	.02
Ranunculus repens	.04
Ribes rubrum	.07
Elymus caninus	.20
Rorippa amphibia	.05
Rumex conglomeratus	.10
Rumex obtusifolius	.05
Salix alba	.07
Salix dasyclados	.20
Salix fragilis	.20
Salix triandra	.13
Salix viminalis	.07
Sambucus nigra	.03
? Scirpus maritimus	.07
Senecio fluviatilis	.14
Senecio paludosus	.17
Stachys palustris	.11
Stellaria nemorum	.10
Symphytum officinale	.05
Ulmus minor	.02
Urtica dioica	.07
Valeriana officinalis	.09
Impatiens glandulifera	.10
Solidago canadensis	.04
Ulmus glabra	.02
Galium palustre	.04

Ontbrekend:

Geranium phaeum (ingedeeld bij bossen van matig voedselrijke bodem, H47; wel voorkomend in buitendijkse wilgenbossen?)

Crepis paludosa (alleen ingedeeld bij bossen op natte, voedselarme bodem, H22)

Ecotooptype 34: Mb-2 moerassig zachthoutooibos
 Ecotooptype 35: Mb-3 moerassig zachthoutstruweel

Geselecteerde ecologische soortengroepen:

B28 Bossen en struwelen op natte, zeer voedselrijke bodem

R28 Ruigten op natte, zeer voedselrijke bodem

Lijst omvat in ruwe vorm ca. 60 soorten. Soorten die niet voorkomen in het rivierengebied en soorten die niet bestand zijn tegen regelmatige overstroming zijn weggelaten. Ook lichtbehoevende ruigteplanten (*Euphorbia palustris*, *Inula britannica*, *Rorippa austriaca*, *Typha spec.*) zijn weggelaten. Vraagteken (?): onduidelijk in hoeverre soort bestand is tegen hoge rivierdynamiek

<i>Alnus glutinosa</i>	.05
<i>Angelica archangelica</i>	.17
<i>Callitriche stagnalis</i>	.10
<i>Calystegia sepium</i>	.07
<i>Cardamine amara</i>	.07
<i>Cardamine flexuosa</i>	.10
<i>Cardamine impatiens</i>	.10
? <i>Carex riparia</i>	.04
? <i>Epilobium ciliatum</i>	.04
? <i>Epilobium hirsutum</i>	.14
? <i>Epilobium parviflorum</i>	.14
<i>Euphorbia palustris</i>	.14
<i>Fraxinus excelsior</i>	.05
<i>Glyceria fluitans</i>	.07
<i>Glyceria maxima</i>	.14
<i>Impatiens noli-tangere</i>	.10
<i>Iris pseudacorus</i>	.06
<i>Lythrum salicaria</i>	.07
<i>Myosotis palustris</i>	.07
<i>Phalaris arundinacea</i>	.09
<i>Phragmites australis</i>	.02
<i>Poa trivialis</i>	.03
<i>Polygonum amphibium</i>	.02
<i>Ranunculus repens</i>	.03
<i>Ribes rubrum</i>	.07
<i>Rorippa amphibia</i>	.05
<i>Rumex conglomeratus</i>	.10
<i>Salix alba</i>	.05
<i>Salix dasyclados</i>	.20
<i>Salix fragilis</i>	.20
<i>Salix triandra</i>	.10
<i>Salix viminalis</i>	.05
<i>Senecio fluviatilis</i>	.14
<i>Senecio paludosus</i>	.17
<i>Stachys palustris</i>	.11
<i>Stellaria nemorum</i>	.10
<i>Symphytum officinale</i>	.05
<i>Urtica dioica</i>	.04
<i>Valeriana officinalis</i>	.09
<i>Erigeron annuus</i>	.14
<i>Impatiens glandulifera</i>	.05
<i>Galium palustre</i>	.04

Ontbrekend t.o.v. selectie op basis literatuur:

Mentha aquatica (alleen ingedeeld bij matig voedselrijke bossen, H27)

Lysimachia vulgaris (alleen ingedeeld bij matig voedselrijke bossen, H27)
Carex acuta (alleen ingedeeld bij matig voedselrijke bossen, H27)
Scutellaria galericulata (alleen ingedeeld bij matig voedselrijke bossen, H27)
Lysimachia nummularia (alleen ingedeeld bij matig voedselrijke bossen, H27)

Aanhangsel C Lijst van Latijnse en Nederlandse namen van in de tekst genoemde plantensoorten

wetenschappelijke naam	Nederlandse naam
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Gewone esdoorn
<i>Achillea millefolium</i>	Gewoon duizendblad
<i>Achillea ptarmica</i>	Wilde bertram
<i>Acorus calamus</i>	Kalmoes
<i>Aegopodium podagraria</i>	Zevenblad
<i>Agrimonia eupatoria</i>	Gewone agrimonie
<i>Aira caryophylla</i>	Zilverhaver
<i>Alisma gramineum</i>	Smalle waterweegbree
<i>Alisma lanceolatum</i>	Slanke waterweegbree
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	Grote waterweegbree
<i>Alliaria petiolata</i>	Look-zonder-look
<i>Allium oleraceum</i>	Moeslook
<i>Allium schoenoprasum</i>	Bieslook
<i>Allium vineale</i>	Kraailook
<i>Alnus glutinosa</i>	Zwarte els
<i>Alopecurus aequalis</i>	Rosse vossestaart
<i>Alopecurus geniculatus</i>	Geknikte vossestaart
<i>Alyssum alysoides</i>	Bleek schildzaad
<i>Amaranthus blitoides</i>	Nerfamarant
<i>Amaranthus blitum</i>	Kleine majer
<i>Angelica archangelica</i>	Grote engelwortel
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Fluitekruid
<i>Anthyllus vulneraria</i>	Wondklaver
<i>Apium nodiflorum</i>	Groot moerasscherm
<i>Arabis glabra</i>	Torenkruid
<i>Arabis hirsuta</i>	Ruige scheefkelk s.l.
<i>Arabis hirsuta</i> subsp. <i>hirsuta</i>	Ruige scheefkelk s.s.
<i>Arctium lappa</i>	Grote klit
<i>Arctium minus</i>	Gewone klit
<i>Arenaria serpyllifolia</i> subsp. <i>serpyllifolium</i>	Zandmuur
<i>Armoracia rusticana</i>	Mierik
<i>Artemisia campestris</i>	Averuit
<i>Artemisia vulgaris</i>	Bijvoet
<i>Aster lanceolatus</i>	Smalle aster
<i>Aster tradescantii</i>	Kleine aster
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	Wilde hokjespeul
<i>Atriplex patula</i>	Uitstaande melde
<i>Atriplex prostrata</i>	Spiesmelde
<i>Avenula pubescens</i>	Zachte haver
<i>Barbarea intermedia</i>	Bitter barbarakruid
<i>Barbarea vulgaris</i>	Gewoon barbarakruid

Berteroa incana
Bidens frondosa
Bidens tripartita
Brassica nigra
Briza media
Bunias orientalis
Butomus umbellatus
Callitriche platycarpa
Callitriche stagnalis
Calystegia sepium
Campanula glomerata
Campanula patula
Campanula rapunculus
Cardamine amara
Cardamine flexuosa
Cardamine impatiens
Carduus crispus
Carex acuta
Carex caryophyllaea
Carex otrubae
Carex flacca
Carex hirta
Carex riparia
Carex spicata
Carum carvi
Centaurea jacea
Centaurea scabiosa
Centaureum pulchellum
Cerastium pumilum
Chaerophyllum bulbosum
Chenopodium album
Chenopodium ficifolium
Chenopodium glaucum
Chenopodium polyspermum
Chenopodium rubrum
Cichorium intybus
Cirsium vulgare
Colchicum autumnale
Corispermum leptopterum
Coronilla varia
Corrigiola littoralis
Crataegus monogyna
Crepis biennis
Crepis paludosa
Cucubalus baccifer
Cuscuta europaea
Cuscuta gronovii
Cuscuta lupuliformis
Cynodon dactylon
Cynosurus cristatus

Grijskruid
 Zwart tandzaad
 Veerdelig tandzaad
 Zwarte mosterd
 Bevertjes
 Grote hardvrucht
 Zwanebloem
 Gewoon sterrekroos
 Gevleugeld sterrekroos
 Haagwinde
 Kluwenklokje
 Weideklokje
 Rapunzelklokje
 Bittere veldkers
 Bosveldkers
 Springzaadveldkers
 Kruldistel
 Scherpe zegge
 Voorjaarszegge
 Valse voszegge
 Zeegroene zegge
 Ruige zegge
 Oeverzegge
 Gewone bermzegge
 Echte karwij
 Knoopkruid
 Grote centaurie
 Fraai duizendguldenkruid
 Steenhoornbloem
 Knolribzaad
 Melganzevoet
 Stippelganzevoet
 Zeegroene ganzevoet
 Korrelganzevoet
 Rode ganzevoet
 Wilde cichorei
 Speerdistel
 Wilde herfsttijloos
 Smal vlieszaad
 Bont kroonkruid
 Riempjes
 Eenstijlige meidoorn
 Groot streepzaad
 Moerasstreepzaad
 Besanjelier
 Groot warkruid
 Oeverwarkruid
 Hopwarkruid
 Handjesgras
 Kamgras

Cyperus fuscus
Dactylis glomerata
Datura stramonium
Dianthus armeria
Dianthus carthusianorum
Dianthus deltoides
Elatine hydropiper
Elatine triandra
Eleocharis acicularis
Eleocharis palustris subsp. *palustris*
Elymus caninus
Elymus repens
Epilobium ciliatum
Epilobium hirsutum
Epilobium montanum
Epilobium parviflorum
Erigeron annuus
Erigeron canadensis
Erucastrum gallicum
Eryngium campestre
Erysimum cheiranthoides
Euphorbia cyparissias
Euphorbia esula subsp. *esula*
Euphorbia esula subsp. *tommasiniana*
Euphorbia palustris
Euphorbia seguieriana
Euphorbia stricta
Fraxinus excelsior
Gagea pratensis
Galium aparine
Galium palustre
Galium verum
Geranium columbinum
Geranium phaeum
Geranium pratense
Glechoma hederacea
Glyceria fluitans
Glyceria maxima
Glyceria notata
Gratiola officinalis
Gypsophila muralis
Helleborus viridis
Heracleum mantegazzianum
Heracleum sphondylium
Herniaria glabra
Hieracium caespitosum
Hieracium pilosella
Hippocrepis comosa
Hippuris vulgaris
Holosteum umbellatum

Bruin cypergras
 Kropaar
 Doornappel
 Ruige anjer
 Karthuiser anjer
 Steenanjer
 Klein glaskroos
 Drietallig glaskroos
 Naaldwaterbies
 Gewone waterbies
 Hondstarwegras
 Kweek
 Beklierde basterdwederik
 Harig wilgeroosje
 Bergbasterdwederik
 Viltige basterdwederik
 Zomerfijnstraal
 Canadese fijnstraal
 Schijnraket
 Echte kruisdistel
 Gewone steenraket
 Cipreswolfsmelk
 Heksenmelk s.s.
 Roedewolfsmelk
 Moeraswolfsmelk
 Zandwolfsmelk
 Stijve wolfsmelk
 Gewone es
 Weidegeelster
 Kleefkruid
 Moeraswalstro
 Geel walstro
 Fijne ooievaarsbek
 Donkere ooievaarsbek
 Beemdooievaarsbek
 Hondsdraf
 Mannagras
 Liesgras
 Stomp vlotgras
 Genadekruid
 Gipskruid
 Wrangwortel
 Reuzenbereklaauw
 Gewone bereklaauw
 Kaal breukkruid
 Weidehavikskruid
 Muizeoor
 Paardehoeftklaver
 Lidsteng
 Heelbeen

Impatiens glandulifera
Impatiens noli-tangere
Inula britannica
Iris pseudacorus
Juncus bufonius
Juncus compressus
Knautia arvensis
Koeleria macrantha
Lamium album
Lamium maculatum
Lapsana communis
Lathyrus nissolia
Lathyrus tuberosus
Leersia oryzoides
Leontodon hispidus
Limosella aquatica
Linum catharticum
Lotus corniculatus subsp. *tenuifoli*
Lysimachia mummularia
Lysimachia vulgaris
Lythrum hyssopifolia
Lythrum salicaria
Malva alcea
Matricaria maritima
Medicago falcata
Melilotus altissima
Melilotus indica
Mentha aquatica
Mentha pulegium
Mentha suaveolens
Myosotis palustris
Myosotis ramosissima
Myosotis stricta
Myriophyllum spicatum
Nuphar lutea
Nymphaea alba
Nymphoides peltata
Oenanthe aquatica
Onobrychis viciifolia
Ononis repens subsp. *spinosa*
Ononis spinosa
Orchis morio
Origanum vulgare
Ornithogalum umbellatum
Orobanche caryophyllacea
Orobanche lutea
Orobanche minor
Orobanche purpurea
Orobanche reticulata
Petasites hybridus

Reuzenbalsemien
 Groot springzaad
 Engelse Alant
 Gele lis
 Greppelrus
 Platte rus
 Beemdkroon
 Smal fakkelgras
 Witte dovenetel
 Gevlekte dovenetel
 Akkerkool
 Graslathyrus
 Aardaker
 Rijstgras
 Ruige leeuwetand
 Slijkgroen
 Geelhartje

Penningkruid
 Grote wederik
 Kleine kattestaart
 Grote kattestaart
 Vijfdelig kaasjeskruid
 Reukloze kamille
 Sikkellklaver

Watermunt
 Polei
 Witte munt
 Moerasvergeet-mij-nietje
 Ruw vergeet-mij-nietje
 Stijf vergeet-mij-nietje
 Aarvederkruid
 Gele plomp
 Witte waterlelie
 Watergentiaan
 Watertorkruid
 Esparcette
 Kattedoorn
 Kattedoorn
 Harlekijn
 Wilde marjolein
 Gewone vogelmelk
 Walstrobremraap
 Rode bremraap
 Klavervreter
 Blauwe bremraap
 Distelbremraap
 Groot hoefblad

Petrorhagia prolifera	Mantelanj
Peucedanum carvifolia	Karwijvarkenskervel
Phalaris arundinacea	Rietgras
Phleum arenarium	Zanddoddegras
Phleum pratense subsp. bertolonii	
Phragmites australis	Riet
Picris echioides	Dubbelkelk
Picris hieracioides	Echt bitterkruid
Pimpinella major	Grote bevernel
Pimpinella saxifraga	Kleine bevernel
Plantago lanceolata	Smalle weegbree
Plantago media	Ruige weegbree
Poa angustifolia	Smal beemdgras
Poa compressa	Plat beemdgras
Poa trivialis	Ruw beemdgras
Polygonum amphibium	Veenwortel
Polygonum aviculare	Gewoon varkensgras
Polygonum hydropiper	Waterpeper
Polygonum lapathifolium	Beklierde duizendknoop
Polygonum mite	Zachte duizendknoop
Polygonum persicaria	Perzikkruid
Polygonum lapathifolium lapath.	Knopige duizendknoop
Polypodium vulgare	Gewone eikvaren
Populus nigra	Zwarte populier
Potamogeton lucens	Glanzig fonteinkruid
Potamogeton pectinatus	Schedefonteinkruid
Potenilla anserina	Zilver schoon
Potentilla reptans	Vijfvingerkruid
Potentilla supina	Liggende ganzerik
Potentilla supina	Liggende ganzerik
Potentilla verna	Voorjaarsganzerik
Primula veris	Gulden sleutelbloem
Pulicaria vulgaris	Klein vlooienkruid
Pulsatilla vulgaris	Wildemanskruid
Quercus robur	Zomereik
Ranunculus bulbosus	Knolboterbloem
Ranunculus ficaria subsp. bulbilife	Speenkruid
Ranunculus repens	Kruipende boterbloem
Ranunculus sceleratus	Blaartrekkende boterbloem
Ranunculus sceleratus	Blaartrekkende boterbloem
Rhinanthus angustifolius	Grote ratelaar
Rhinanthus minor	Kleine ratelaar
Ribes rubrum	Aalbes
Rorippa amphibia	Gele waterkers
Rorippa austriaca	Oostenrijkse kers
Rorippa nasturtium-aquaticum	Witte waterkers
Rorippa palustris	Moeraskers
Rorippa sylvestris	Akkerkers
Rumex aquatilis	Paardezuring
Rumex conglomeratus	Kluwenzuring

Rumex crispus
Rumex hydrolapathum
Rumex maritimus
Rumex obtusifolius
Rumex palustris
Rumex scutatus
Rumex thyrsiflorus
Sagittaria sagittifolia
Salix alba
Salix dasyclados
Salix fragilis
Salix triandra
Salix viminalis
Salvia pratensis
Salvia verbenaca
Sambucus ebulus
Sambucus nigra
Sanguisorba minor
Sanguisorba officinalis
Satureja acinos
Saxifraga granulata
Saxifraga tridactylites
Scabiosa columbaria
Scirpus lacustris subsp. *lacustris*
Scirpus maritimus
Scleranthus annuus
Scrophularia auriculata
Scrophularia galericulata
Sedum acre
Sedum album
Sedum reflexum
Sedum sexangulare
Senecio congestus
Senecio erucifolius
Senecio fluviatilis
Senecio jacobaea subsp. *jacobaea*
Senecio paludosus
Silaum silaus
Silene nutans
Sisymbrium officinale
Solanum nigrum subsp. *nigrum*
Solanum physalifolium
Solidago canadensis
Sonchus arvensis var. *arvensis*
Sparganium emersum
Stachys palustris
Stellaria aquatica
Stellaria nemorum
Stellaria pallida
Symphytum officinale

Krulzuring
 Waterzuring
 Goudzuring
 Ridderzuring
 Moeraszuring
 Spaanse zuring
 Geoorde zuring
 Pijlkruid
 Schietwilg
 Duitse dot
 Kraakwilg
 Amandelwilg
 Katwilg
 Veldsalie
 Kleinbloemige salie
 Kruidvlier
 Gewone vlier
 Kleine pimpernel
 Grote pimpernel
 Kleine steentijm
 Knolsteenbreek
 Kandelaartje
 Duifkruid
 Mattenbies
 Zeebies
 Eenjarige hardbloem
 Geoord helmkruid
 Glidkruid
 Muurpeper
 Wit vetkruid
 Tripmadam
 Zacht vetkruid
 Moerasandijvie
 Viltig kruiskruid
 Rivierkruiskruid
 Jacobskruiskruid
 Moeraskruiskruid
 Weidekervel
 Nachtsilene
 Gewone raket
 Zwarte nachtschade
 Glansbesnachtschade
 Canadese guldenroede
 Akkermelkdistel s.s.
 Kleine egelskop
 Moerasandoorn
 Watermuur
 Bosmuur
 Duinvogelmuur
 Gewone smeewortel

Tanacetum vulgare	Boerenwormkruid
Taraxacum laevigatum	Zandpaardebloem
Teesdalia nudicaulis	Klein tasjeskruid
Thalictrum minus	Kleine ruit
Thlaspi perfoliatum	Doorgroeide boerenkers
Thymus pulegioides	Grote tijm
Thymus serpyllum	Wilde tijm
Tragopogon porrifolius	Paarse morgenster
Tragopogon pratensis subsp. orientalis	Oosterse morgenster
Trifolium fragiferum	Aardbeiklaver
Trifolium micranthum	Draadklaver
Trifolium striatum	Gestreepte klaver
Trifolium subterraneum	Onderaardse klaver
Trisetum flavescens	Goudhaver
Typha angustifolia	Smalle lisdodde
Typha latifolia	Grote lisdodde
Ulmus glabra	Ruwe iep
Ulmus minor	Gladde iep
Urtica dioica	Grote brandnetel
Valeriana officinalis	Echte valeriaan
Valerianella carinata	Gegroefde veldsla
Valerianella locusta	Gewone veldsla
Verbascum lychnitis	Melige toorts
Verbena officinalis	IJzerhard
Veronica anagallis-aquatica	Blauwe waterereprijs
Veronica austriaca subsp. teucrium	Brede ereprijs s.s.
Veronica beccabunga	Beekpunge
Veronica catenata	Rode waterereprijs
Veronica longifolia	Lange ereprijs
Veronica officinalis	Mannetjesereprijs
Veronica praecox	Vroege ereprijs
Veronica prostrata	Liggende ereprijs
Vicia lathyroides	Lathyruswikke
Viola hirta	Ruig viooltje
Vulpia bromoides	Eekhoorngras
Xanthium orientale	Oeverstekelnoot
Zannichellia palustris subsp. Palustris	Zittende zannichellia