

Statistische evaluatie van het MWTL-waterplantenmeetnet

P. Vos

C.J.M. Musters

juni 2004

CML rapport 164

Afdeling Milieubiologie

RIZA rapport nr 2004.016

ISBN 903695648x

INHOUDSOPGAVE

VOORWOORD.....	IV
SAMENVATTING.....	VI
1 INLEIDING.....	1
2 BESCHRIJVING VAN HET HUIDIGE WATERPLANTENMEETNET.....	3
2.1 Meetdoelstellingen en eindvariabelen.....	3
2.2 Datastructuur.....	4
2.3 Onderzoeksvragen.....	4
2.3.1 Eindvariabelen.....	4
2.3.2 Stratificatie.....	5
2.3.3 Onderzoeksvragen voor het meetdoel 'trenddetectie'.....	5
2.3.4 Onderzoeksvragen voor het meetdoel 'toestandsbepaling'.....	5
3 METHODEN.....	7
3.1 Het optimalisatieproces.....	7
3.2 De stappen 1 t/m 4.....	8
3.2.1 Kwantificering van de meetdoelstellingen.....	8
3.2.2 Statistische methoden en effectiviteit voor het meetdoel 'trenddetectie'.....	9
3.2.3 Statistische methoden en effectiviteit voor het meetdoel 'toestandsbepaling'.....	11
3.2.4 Kostenmaat.....	12
3.3 Stap 5: data-analyse.....	13
3.4 Stap 6: kosteneffectiviteit en optimalisatie.....	13
4 DATA-ANALYSE.....	15
4.1 Inleiding.....	15
4.2 Samenhang met diepte.....	15
4.3 Onderlinge onafhankelijkheid.....	17
4.4 Variabiliteit en kostenschattingen.....	21
4.4.1 Variabiliteit van trends en gemiddelden.....	21
4.4.2 Variabiliteit van oppervlakteaandeel per klasse.....	22
4.4.3 Kosten.....	23
5 KOSTENEFFECTIVITEIT.....	25
5.1 Kosteneffectiviteit voor het meetdoel 'trenddetectie'.....	25
5.2 Kosteneffectiviteit voor het meetdoel 'toestandsbepaling'.....	28
6 CONCLUSIES, DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN.....	31
6.1 Conclusies.....	31
6.2 Discussie.....	32
6.3 Aanbevelingen.....	34
7 LITERATUUR.....	37

VOORWOORD

In voorliggend rapport wordt de statistische analyse beschreven van de gegevens van het MWTL-waterplantenmeetnet van het RIZA. De aanleiding voor de analyse vormt de monitoringverplichting vanuit de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Met monitoringdata moet enerzijds een toestandbeschrijving gemaakt worden, anderzijds een trendontwikkeling vastgesteld worden. Tevens vraagt de KRW inzicht in de betrouwbaarheid van resultaten.

Op basis van 10 jaar waterplantgegevens in de (rijks-) meren is een analyse uitgevoerd. Belangrijk doel van de studie was optimalisatie van het huidige meetnet om te voldoen aan de informatievraag van de KRW. Onderzocht is wat het optimum is tussen kosten en betrouwbaarheid van het meetnet. Tevens zijn aanbevelingen geformuleerd voor de toekomstige uitvoering van het meetnet.

Het rapport laat duidelijke resultaten zien: concrete aanbevelingen hebben er toe geleid dat in 2004 een pilot gestart wordt in het Markermeer.

Ik wil Paul Vos en Kees Musters (beide van de Universiteit Leiden) van harte bedanken voor het uitvoeren van de studie en de goed bruikbare resultaten. Hiernaast wil ik Hugo Coops en Jaap van Steenwijk (beide RIZA) van harte bedanken voor de begeleiding van het project.

Ingeborg van Splunder
Programmaleider Biologische Monitoring
afd. IMM, RIZA

SAMENVATTING

In het monitoringprogramma Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) van het RIZA is een aantal biologische meetnetten opgenomen. Eén daarvan is het meetnet voor waterplanten. In het voorliggende rapport wordt verslag gedaan van de statistische evaluatie van dat deel van het waterplantenmeetnet dat zich richt op de stagnante Zoete Rijkswateren. Het onderzoek is in opdracht van het RIZA uitgevoerd door de afdeling Milieubiologie van het Centrum voor Milieuwetenschappen van de Universiteit Leiden.

De hoofddoelstelling van het onderzoek is te komen tot een onderbouwd advies voor een nieuw meetnetontwerp gebaseerd op een analyse van de tot nu toe verzamelde data en daaraan gekoppelde kosteneffectiviteitsberekeningen. Onderzoeksvragen betreffen de kosteneffectiviteit van het meetsysteem in de huidige opzet, de maximaal haalbare kosteneffectiviteit en de daarbij behorende aangepaste opzet. Effectiviteit is opgevat als kans op detectie van een werkelijke trend (meetdoel 'trenddetectie') en de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid waarmee gemiddelden kunnen worden bepaald (meetdoel 'toestandsbepaling'). Het onderzoek heeft zich beperkt tot de vegetatie als geheel ('bedekking' en 'soortenaantal').

De huidige opzet van het MWTL-waterplantenmeetnet bestaat uit een hiërarchie van locaties per waterlichaam, met per locatie een drietal raaien loodrecht op de kustlijn (onderlinge afstand 100 m), waarlangs op onderlinge afstand van ook 100 m PQ's van 10 x 10 m² worden bemonsterd. De bemonstering zelf bestaat op elk PQ uit schattingen van bedekkingklassen per soort. In totaal gaat het om 1680 PQ's over 28 locaties in 6 waterlichamen. Aantallen locaties per waterlichaam en aantallen PQ's per locatie zijn nergens gelijk. Gemiddeld betekent deze opzet ongeveer: jaarlijkse metingen op 5 locaties per waterlichaam met 28 PQ's per locatie.

De toegepaste optimalisatiemethode is eerder door Milieubiologie ontwikkeld en hier deels verder uitgewerkt. De belangrijkste stappen waren:

- analyse van de bestaande data-set op ruimtelijke en temporele correlatie en de samenhang met waterdiepte,
- schattingen van de variabiliteit in de gegevens, opgesplitst naar de bronnen op de verschillende relevante ruimtelijke schaalniveaus,
- schattingen van de kosten die met de bemonstering zijn gemoeid, opgesplitst naar overhead, vaartijd en tijd nodig voor de eigenlijke bemonstering en
- de eigenlijke kosteneffectiviteitsberekeningen, neerkomend op berekening van de effectiviteit van allerlei mogelijke varianten onder voorwaarde van het momenteel beschikbare budget voor de bemonstering.

De berekeningen zijn uitgevoerd voor twee variabelen: totale bedekking en soortenaantal. De belangrijkste resultaten komen voor beide variabelen sterk overeen:

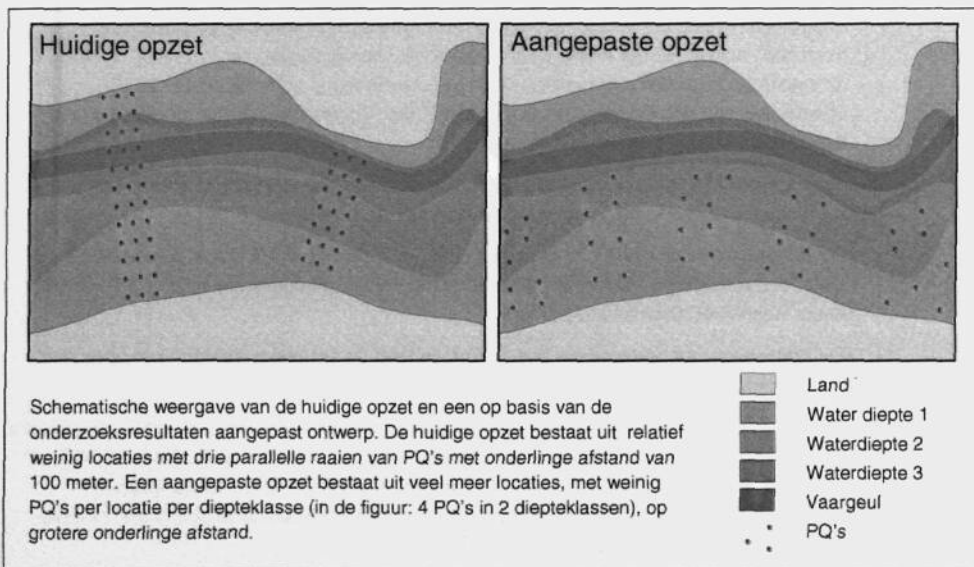
- De ruimtelijke samenhang tussen metingen op de verschillende PQ's is verwaarloosbaar vanaf een onderlinge afstand van 200 meter (meetdoel trenddetectie) respectievelijk 400 meter (meetdoel 'toestandsbepaling').
- De samenhang met waterdiepte is duidelijk en leidt tot het onderscheiden van twee (per watertype verschillende) diepteklassen voor verdere analyse.
- De variabiliteit blijkt aanzienlijk, zowel in de tijd (jaarfluctuatie met een variatiecoëfficiënt van 15 tot 20%) als in de ruimte (zowel locatie als PQ's: variatiecoëfficiënt \approx 25-50% of meer) en de combinatie daarvan (lokale fluctuaties: CV \approx 15-20%, lokale trends: variatiecoëfficiënt \approx 30-60%). Daarnaast is er een aanzienlijke meetfout, vooral voor de bedekkingen (variatiecoëfficiënt \approx 50-100%).

- Voor het meetdoel 'trenddetectie' verschilt de optimale opzet in alle gevallen aanzienlijk van de huidige opzet. Optimaal is jaarlijkse metingen op 24 locaties ($L=24$) met 3 PQ's ($R=3$). Effectiviteitsverlies is zeer gering bij de combinaties $L=28$ met $R=2$, $L=20$ met $R=4$, $L=16$ met $R=6$. De bereikte effectiviteit blijft echter wel ver verwijderd van de aanvankelijk gewenste effectiviteit.
- Voor het meetdoel 'toestandsbepaling' ligt het optimum voor bepaling van gemiddelden bij tweejaarlijks meten op 47 locaties met 3 PQ's elk (of $L=55$, $R=2$). Effectiviteitsverlies bij jaarlijks meten is gering. De intuïtieve verwachting dat een grote ruimtelijke dekking een betere toestandsbeschrijving oplevert wordt dus niet bevestigd. Voor bepaling van het oppervlakteaandeel per klasse ('bedekking hoger dan x %; soortenaantal groter dan y) ligt het optimum echter wel bij een grote meetinspanning op een beperkt aantal momenten (twee meetjaren met elk 75 locaties met 3 PQ's per locatie).

Om de onderzoeksresultaten om te zetten in aanbevelingen moet een aantal problemen worden bediscussieerd. De belangrijkste betreffen de grote gewenste onderlinge afstand van PQ's in combinatie met het gewenste grote aantal locaties, waaraan binnen het beschikbare oppervlak niet kan worden voldaan en de trendbreuk die ontstaat bij een aanpassing van de opzet. Beide aspecten pleiten voor een versoepeling van de eis voor de onderlinge afstand: minder oppervlak is nodig en meer van de huidige PQ's kunnen in een aangepaste opzet worden meegenomen, hetgeen trendbreukeffecten minimaliseert. Samengevat worden de volgende aanbevelingen gedaan:

- het handhaven van een opzet met jaarlijkse metingen;
- te kiezen voor een ruimtelijke lay-out met 20 locaties met 4 PQ's; 18 locaties met 5 PQ's of 16 locaties met 6 PQ's per nader te onderscheiden waterdiepteklasse;
- als onderlinge afstand tussen PQ's minimaal 200 meter aan te houden;
- van de huidige locaties 4, 6 of 8 PQ's in de aangepaste opzet op te nemen.

Een en ander staat hieronder schematisch weergegeven.



1 INLEIDING

In het monitoringprogramma Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) van het RIZA is een aantal biologische meetnetten opgenomen. Eén daarvan is het meetnet voor waterplanten, dat sinds 1992 operationeel is. In het voorliggende rapport wordt verslag gedaan van de statistische evaluatie van dat deel van het waterplantenmeetnet dat zicht richt op de stagnante Zoete Rijkswateren. Met de resultaten van de evaluatie kan ook worden beoordeeld in hoeverre het meetnet voldoende informatie kan leveren in het kader van de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW). Het onderzoek is in opdracht van het RIZA uitgevoerd door de afdeling Milieubiologie van het Centrum voor Milieuwetenschappen van de Universiteit Leiden.

De hoofddoelstelling van het onderzoek is te komen tot een onderbouwd advies voor een nieuw meetnetontwerp gebaseerd op een analyse van de tot nu toe verzamelde data en daaraan gekoppelde kosteneffectiviteitsberekeningen. Onderzoeksvragen betreffen de kosteneffectiviteit van het meetsysteem in de huidige opzet, de maximaal haalbare kosteneffectiviteit en de daarbij behorende aangepaste opzet. De effectiviteit heeft betrekking zowel op het vermogen trendmatige veranderingen in de watervegetatie in een waterlichaam te detecteren als op de nauwkeurigheid waarmee de toestand van de vegetatie in het waterlichaam op een gegeven moment of over een bepaalde periode kan worden vastgelegd.

Het rapport is als volgt opgebouwd. In hoofdstuk 2 worden doelstellingen, de gemeten variabelen en ruimtelijke en temporele lay-out van het huidige monitoringsysteem beschreven. Ook komt hier de structuur van de beschikbare data aan bod. Op basis hiervan worden de onderzoeksvragen nauwkeurig geformuleerd. In hoofdstuk 3 worden de gehanteerde methoden beschreven. Voor het doel 'trenddetectie' gaat het daarbij om methoden die eerder door de afdeling Milieubiologie zijn ontwikkeld (Vos *et al.*, 1993; Vos *et al.*, 2000). Voor het doel 'toestandsbepaling' zijn de methoden in het kader van het onderhavige onderzoek ontwikkeld. De ingrediënten die bij de rekenmethoden worden gebruikt zijn geschat uit de data-set zoals die in het huidige systeem is verzameld. De resultaten hiervan worden in hoofdstuk 4 beschreven. In hoofdstuk 5 worden de resultaten gepresenteerd van de eigenlijke berekeningen van de kosteneffectiviteit van het huidige systeem en van mogelijke alternatieven. In een laatste hoofdstuk worden de resultaten besproken en worden concrete aanbevelingen gedaan voor de toekomst van het monitoringprogramma.

2 BESCHRIJVING VAN HET HUIDIGE WATERPLANTENMEETNET

2.1 Meetdoelstellingen en eindvariabelen

Er worden voor het MWTL-waterplantenmeetnet in de Zoete Rijkswateren een achttal '(semi)stagnante' waterlichamen onderscheiden waarbinnen systematische metingen worden verricht. Deze metingen bestaan uit schattingen van bedekkingspercentages per soort en van de totale vegetatie in een zevental klassen. Bij de verwerking tot bijvoorbeeld gemiddelden over alle metingen in een waterlichaam wordt vaak gerekend met de klassenmiddens (zie tabel 1).

Tabel 1. De in het waterplantenmeetnet gebruikte bedekkingsklassen.

klasse	klasse-grenzen	klassenmiddens
0	0%	0%
1	<1%	0.5%
2	1 - 5%	3.0%
3	5 - 15%	10.0%
4	15 - 25%	20.0%
5	25 - 50%	37.5%
6	50 - 75%	62.5%
7	75% - 100%	87.5%

Voor het waterplantenmeetnet gelden twee verschillende typen meetdoelstelling: het kunnen signaleren van trendmatige veranderingen ('trenddetectie') en het kunnen vastleggen van de gemiddelde toestand op een bepaald moment of over een bepaalde periode ('toestandsbepaling') (Coops, 1991; De la Haye, 1996). Beide meetdoelstellingen gelden voor ieder waterlichaam apart.

Bij het doel 'trenddetectie' gaat het om het detecteren van trendmatige veranderingen van de watervegetatie van een waterlichaam over een reeks van jaren. Veranderingen kunnen worden vastgelegd in termen van de volgende 'eindvariabelen':

- het voorkomen van en de bedekkingen aan waterplanten (al dan niet per soort) en
- de soortensamenstelling en/of soortenrijkdom en/of de KRW-maatlatscore, een door het RIZA ontwikkelde diversiteitsmaat.

Bij het doel 'toestandsbepaling' gaat het om het op gezette tijden vastleggen van de gemiddelde toestand van de vegetatie in een waterlichaam op basis van dezelfde eindvariabelen. Behalve gemiddelde waarden kan het daarbij ook gaan om bepaling van het oppervlaktepercentage per bedekkingklasse of soortenrijkdomklasse.

Duidelijk is dat de meest efficiënte opzet voor het meetsysteem afhankelijk zal zijn van het type meetdoelstelling. Het nauwkeurig vastleggen van de gemiddelde toestand vergt veelal een relatief dicht, maar weinig frequent bemonsterd meetnet, terwijl het detecteren van veranderingen eerder vraagt om een hogere meetfrequentie en bijgevolg een relatief gering aantal meetpunten. Uiteindelijk zal het dus gaan om het zoeken naar een opzet voor het meetnet waarbij voor beide type meetdoelstelling het effectiviteitsverlies ten opzichte van het theoretische optimum zo gering mogelijk is.

2.2 Datastructuur

In ieder waterlichaam wordt op een aantal 'locaties' (aantallen locaties L verschillen tussen de verschillende wateren) metingen verricht. Iedere locatie bestaat uit een drietal 'raaien' ($R=3$; loodrecht op de kustlijn, 100 m van elkaar) waarop om de 100 m een PQ ($10 \times 10 \text{ m}^2$) wordt bemonsterd. Dit is daarom op te vatten als een gelijkmatig 100-meter-grid van drie punten breed. De lengte van een raai is afhankelijk van de breedte van het water en het aantal PQ's per locatie is dus niet gelijk.

Stratificatie van de bemonstering (het indelen van het te bemonsteren gebied op basis van bepalende omgevingsfactoren zoals diepte) heeft van te voren dus niet plaatsgevonden. Dit laat natuurlijk onverlet dat de uitgevoerde metingen achteraf wel kunnen worden ingedeeld op basis van de omgevingsfactoren (uiteraard voor zover bekend en/of ook gemeten).

Een en ander leidt ertoe dat de dataset is opgebouwd uit steekproeven van ongelijke grootte: het aantal locaties verschilt per waterlichaam, het aantal PQ's verschilt per locatie. Voor iedere selectie uit de data – bijvoorbeeld op basis van diepte – wordt dit effect nog versterkt.

2.3 Onderzoeksvragen

In algemene termen betreffen de onderzoeksvragen:

- de efficiëntie van het huidige waterplantenmeetnet ten aanzien van de toestandsbeschrijving en ten aanzien van het vermogen hierin veranderingen te detecteren en
- de meest optimale opzet voor het waterplantenmeetnet met het oog op eventuele toekomstige aanpassingen in de opzet van het meetnet, mede in het kader van de KRW.

Het begrip 'efficiëntie' is op te vatten als 'kosteneffectiviteit': de hoogst haalbare efficiëntie wordt bereikt bij de maximale effectiviteit gegeven het beschikbare budget of bij de laagste kosten waarbij de gewenste effectiviteit nog kan worden bereikt. Bij trenddetectie is berekening van de effectiviteit gebaseerd op het onderscheidend vermogen ('statistische power') van de gebruikte analysetechniek, bij toestandsbepaling staat effectiviteit voor de betrouwbaarheid en nauwkeurigheid¹⁾ van de uitspraken die het meetstelsel mogelijk maakt.

2.3.1 Eindvariabelen

De efficiëntie of kosteneffectiviteit kan alleen kwantitatief worden uitgedrukt als de eindvariabelen in kwantitatieve termen kunnen worden geformuleerd. Het gaat dan om een aantal (semi)continue variabelen die op iedere PQ kunnen worden bepaald:

- de bedekking aan waterplanten (totaal of per soort, al dan niet in klassen) en
- de soortenrijkdom en/of een diversiteitindex,

en hiervan afgeleide variabelen, vooral de frequenties van bedekkingklassen, soortenrijkdomklassen en diversiteitklassen als maat voor het oppervlaktepercentage dat aan bepaalde kwaliteitseisen voldoet.

¹⁾ De begrippen betrouwbaarheid en nauwkeurigheid zijn niet identiek, maar complementair en in principe omgekeerd evenredig aan elkaar: een erg nauwkeurige uitspraak is onbetrouwbaarder ('minder vaak waar') dan een onnauwkeurige. In statistische termen: een 95%-betrouwbaarheidsinterval is breder ('onnauwkeuriger') dan een 80%-betrouwbaarheidsinterval

In het huidige onderzoek zijn analyses en berekeningen uitgevoerd voor de (gemiddelde) totale bedekking (klassenmiddens) en de (gemiddelde) soortenrijkdom. Voor het meetdoel 'toestandsbepaling' zijn daarnaast ook berekeningen uitgevoerd gebaseerd op frequenties per klasse (bedekkingen en soortenrijkdom).

2.3.2 Stratificatie

Uitspraken over de waarde van de eindvariabelen en de veranderingen daarin kunnen veelal nauwkeuriger of betrouwbaarder zijn wanneer het onderzoeksgebied (i.c. een waterlichaam) kan worden ingedeeld op basis van omgevingsfactoren die (mede) de waarde van de eindvariabelen bepalen. Ruimtelijke verschillen kunnen dan immers geen rol meer spelen en binnen elke resulterende eenheid ('stratum') is er minder 'ruis' en een eenduidiger 'signaal' dan in het gebied als geheel. Stratificatie in monitoringsystemen kan plaatsvinden op basis van 'relatief langdurig gelijkblijvende' toestand- of omgevingvariabelen en op basis van ingreepvariabelen: inrichting en beheer (Vos *et al.*, 2000). In dit geval gaat het wat betreft toestandsvariabele alleen om waterdiepte: van variabelen zoals bodemgesteldheid en mogelijk windinvloed of golfklimaat is bekend dat ze minder van belang zijn. In hoeverre stratificatie naar waterdiepte zinvol is, is punt van onderzoek.

2.3.3 Onderzoeksvragen voor het meetdoel 'trenddetectie'

Daarmee komen we tot de volgende onderzoeksvragen voor het meetdoel 'trenddetectie':

1. Welke gebiedsindeling op basis van waterdiepte kan het beste worden gehanteerd met het oog op de efficiëntie van het MWTL-waterplantenmeetnet voor de *detectie van veranderingen* in gemiddelde bedekking en gemiddelde soortenrijkdom van de waterplanten?
2. Wat is de efficiëntie van het MWTL-waterplantenmeetnet in zijn huidige opzet voor de *detectie van veranderingen* in gemiddelde bedekking en gemiddelde soortenrijkdom van de waterplanten per waterlichaam en per onderscheiden diepteklasse?
3. Wat is – uitgaande van het huidige budget – de optimale combinatie van aantal meetjaren J binnen een meetperiode, aantallen locaties L per waterlichaam en aantallen PQ's R per locatie voor de *detectie van veranderingen* in gemiddelde bedekking en gemiddelde soortenrijkdom van de waterplanten per waterlichaam en per onderscheiden diepteklasse en wat is de daarbij horende efficiëntie?

2.3.4 Onderzoeksvragen voor het meetdoel 'toestandsbepaling'

Voor het meetdoel 'toestandsbepaling' zijn de onderzoeksvragen vrijwel identiek aan die voor trenddetectie:

4. Welke gebiedsindeling op basis van waterdiepte kan het beste worden gehanteerd met het oog op de efficiëntie van het MWTL-waterplantenmeetnet voor een *toestandsbeschrijving* in termen van gemiddelde bedekking, gemiddelde soortenrijkdom en oppervlaktepercentage per bedekking- en soortenrijkdomklasse van de waterplanten per waterlichaam en per onderscheiden diepteklasse?
5. Wat is de efficiëntie van het MWTL-waterplantenmeetnet in zijn *huidige* opzet voor een *toestandsbeschrijving* in termen van gemiddelde bedekking, gemiddelde soortenrijkdom en oppervlaktepercentage per bedekking en soortenrijkdomklasse van de waterplanten per waterlichaam en per onderscheiden diepteklasse?

6. Wat is – uitgaande van het huidige budget – de optimale combinatie van aantallen locaties L per waterlichaam, aantalen PQ's R per locatie voor een *toestandsbeschrijving* in termen van gemiddelde bedekking, gemiddelde soortenrijkdom en oppervlaktepercentage per bedekking en soortenrijkdomklasse van de waterplanten per waterlichaam en per onderscheiden diepteklasse?

3 METHODEN

3.1 Het optimalisatieproces

In het verleden is door Milieubiologie een optimalisatiemethode ontwikkeld voor monitoringsystemen met trenddetectie als doel (Vos *et al.*, 1993), die inmiddels ook door anderen wordt toegepast (zie bijv. Van Strien *et al.*, 1997). Recent is deze methode verbeterd en verfijnd (Vos *et al.*, concept). Uitwerking voor het doel 'toestandsbepaling' vindt in dit hoofdstuk gaande weg plaats.

Na de vaststelling van de meetdoelstellingen, de keuze van de eindvariabelen en uitgaande van de beschikbaarheid van data uit het te evalueren meetnet, bestaat de methode in vogelvlucht uit de volgende stappen:

De **kwantificering van de meetdoelstellingen** per variabele. Deze stap is nodig aangezien we de effectiviteit van het meetsysteem moeten beschouwen als de mate waarin de meetdoelstellingen worden bereikt. Voor een *toestandsbepaling* betekent dat specificatie van de gewenste betrouwbaarheid en nauwkeurigheid, voor *detectie van veranderingen* betekent het specificatie van gewenst oplossend vermogen ('power') van de statistische analysemethode bij een veronderstelde ('relevant te achten') mate van verandering, aangevuld met de specificatie van de onbetrouwbaarheidsdrempel waarmee wordt getoetst en de periode waarbinnen de verandering wordt verondersteld zich te voltrekken ('detectieperiode').

Een keuze van de **statistische methode** waarmee de meetnetdata in de toekomst geanalyseerd gaan worden is nodig, omdat de effectiviteit hier mede mee samenhangt. We baseren ons hierbij op variantieanalyse (ANOVA) en (lineaire) regressieanalyse en niet op de tegenwoordig veel gebruikte Generalized Linear Model-technieken (GLM). Dit heeft als nadeel dat er strengere eisen aan de data moeten worden gesteld (onderlinge onafhankelijkheid, normaliteit e.d.), maar als groot voordeel dat *relatief eenvoudig het onderscheidend vermogen is te berekenen*: bij GLM zijn tijdrovende simulaties nodig om detectiekansen te schatten. Het basale principe van de optimalisatie gebaseerd op ANOVA is echter een minimalisatie van de variantie rond het gemiddelde of rond de regressielijn: met iedere willekeurige analysetechniek zal hiervan worden geprofiteerd. De optima zullen dus niet (veel) verschillen, slechts de daadwerkelijk bereikte effectiviteit kan anders zijn.

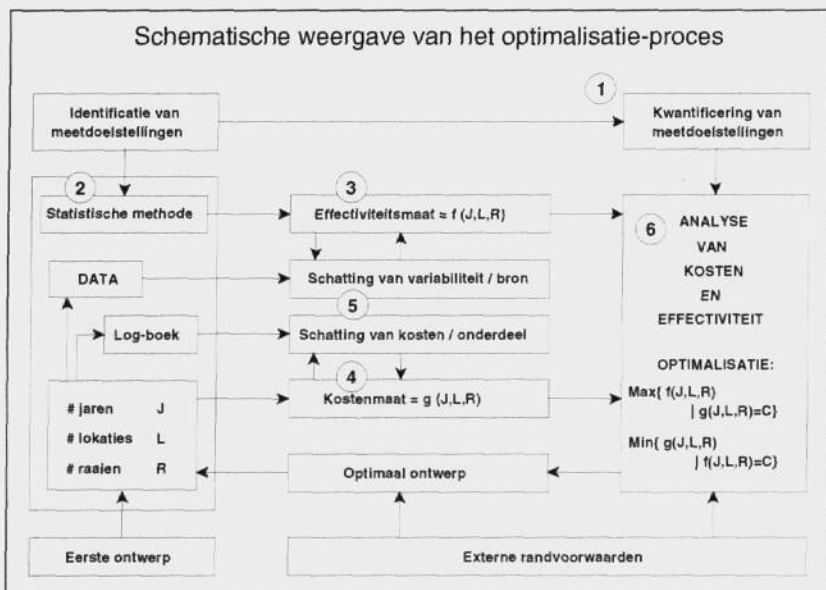
Bepaling van de **effectiviteitsmaat**. Voor *toestandsbepaling* is dit de breedte van het α -betrouwbaarheidsinterval of – vice versa – de betrouwbaarheid van een bepaalde breedte of nauwkeurigheid. Voor *detectie van veranderingen* is dit één van de specificaties van de meetdoelstelling (waarbij voor de andere de gewenste waarde worden aangehouden). Meestal wordt de bereikte detectiekans als effectiviteitsmaat gebruikt. Genoemde effectiviteitsmaten zijn te formuleren als functie van J , L en R , waarmee voor iedere variant voor de opzet van het meetnet de effectiviteit kan worden bepaald.

Bepaling van de **kostenmaat**. Voor iedere variant voor de opzet van het meetnet moet niet alleen de effectiviteit, maar ook het benodigde budget worden bepaald: ook de kosten moeten we dan kunnen uitdrukken als functie van J , L en R .

Schattingen van de **varianties** per bron en **kosten** per onderdeel. In de statistische formulering van de effectiviteitsmaten komen een aantal verschillende variantietermen voor. Deze moeten uit de meetnetdata worden geschat. In de formulering van de kostenmaat zullen kosten per onderdeel een rol spelen. Deze moeten worden berekend op basis van een logboek en/of de boekhouding uit voorgaande meetjaren.

De uitvoering van de eigenlijke **costeneffectiviteitanalyse** is nu in principe niets anders dan de berekening zowel van de kosten als van de effectiviteit voor allerlei verschillende varianten voor de opzet van het meetnet, inclusief uiteraard de huidige opzet. De optimale opzet is dan de goedkoopste opzet waarbij de gewenste effectiviteit nog net wordt bereikt, of die opzet waarbij de effectiviteit het hoogst is gegeven het beschikbare budget.

Het hele optimalisatieproces is hieronder in schema weergegeven. In de volgende paragrafen is een en ander worden uitgewerkt voor het MWTL-waterplantenmeetnet



3.2 De stappen 1 t/m 4

3.2.1 Kwantificering van de meetdoelstellingen

De meetdoelstellingen zijn door het RIZA in een eerdere fase al geformuleerd en goeddeels gekwantificeerd. Overigens kunnen in de praktijk de gewenste en de haalbare effectiviteit nogal verschillen, in welk geval er lopende het project herformulering nodig is. Als startpunt zijn wij uitgegaan van de volgende gekwantificeerde meetdoelstellingen.

Voor het meetdoel 'trenddetectie' wordt gestreefd naar het kunnen detecteren van trendmatige veranderingen in

- gemiddelde bedekking en gemiddelde soortenrijkdom van de waterplanten
- per waterlichaam en per waterdiepteklasse
- ter grootte van 25 % toe- of afname
- over een periode van 6 jaar
- met een detectiekans van 80%
- bij een onbetrouwbaarheidsdrempel van 5%

Wanneer aan deze gekwantificeerde meetdoelstelling is voldaan betekent het dat – indien er in werkelijkheid een 25% toe- of afname in een periode van 6 jaar plaats vindt – er een kans van 80% bestaat dat een statistische toets op trend ook een significant resultaat laat zien bij toetsing

met een onbetrouwbaarheidsdrempel van 5% (m.a.w., er is een kans van 80% op het vinden van een p-waarde < 5%). De in de aanvraag tot offerte aangegeven wens van 75-80% betrouwbaarheid zou een onbetrouwbaarheidsdrempel van 20 à 25% betekenen: gebruikelijk (maar arbitrair) is een drempel van 5%. Hierboven hebben wij ons dus aan dit laatste geconformeerd.

Bij het meetdoel 'toestandsbepaling' gaat het in de praktijk niet om statistische toets, maar om een schatting van een grootheid. De nauwkeurigheid en betrouwbaarheid waarmee dit wordt gedaan kan worden uitgedrukt in de breedte van een x%-betrouwbaarheidsinterval. Er wordt gestreefd naar het kunnen schatten van

- de gemiddelde bedekking, gemiddeld soortenaantal en
- het oppervlaktepercentage per bedekking en soortenaantalssklasse
- met een breedte van plus of min 10% van
- het 80%-betrouwbaarheidsinterval

Formeel betekent dit dat er wordt gestreefd naar een situatie waarbij het in de praktijk van de schatting berekende betrouwbaarheidsinterval in 80% van de gevallen ook het daadwerkelijke gemiddelde (de 'echte' waarde) zal omvatten. Bij benadering betekent het echter ook dat het berekende gemiddelde in 80% van de gevallen niet verder dan 10% van de werkelijke waarde af zal liggen.

3.2.2 Statistische methoden en effectiviteit voor het meetdoel 'trenddetectie'

Statistische methode

Het model dat zowel huidige als toekomstige meetnetdata kan beschrijven kan als volgt worden geformuleerd:

$$X_{jlr} = \mu + \left(-\frac{1}{2} + \frac{j-1}{J}\right) \cdot \tau + A_j + B_l + \left(-\frac{1}{2} + \frac{j-1}{J}\right) \cdot T_l' + C_{jl} + D_{lr} + \varepsilon_{jlr} \quad (1)$$

waarin:

- X_{jlr} = waarneming in jaar j ($j = 1 \dots J$) op locatie l ($l = 1 \dots L$) en PQ r ($r = 1 \dots R$);
- μ = algemeen gemiddelde;
- τ = algemene trend;
- A_j = jaareffect, random (onderling onafhankelijk, $N: 0, \sigma_A^2$ -verdeeld);
- B_l = locatie-effect, random (o.o., $N: 0, \sigma_B^2$ -verdeeld);
- C_{jl} = locatieafhankelijk jaareffect, random (o.o., $N: 0, \sigma_C^2$ -verdeeld);
- T_l' = locatiespecifieke trend (afwijking), random (o.o., $N: 0, \sigma_T^2$ -verdeeld);
- D_{lr} = PQ-effect, random (o.o., $N: 0, \sigma_D^2$ -verdeeld);
- ε_{jlr} = residu (PQ-afhankelijk jaareffect plus meetfout), random (o.o., $N: 0, \sigma_\varepsilon^2$ -verdeeld);

Analyse vindt plaats door een F-toets van de algemene trend. De term waartegen wordt getoetst is traditioneel òf de variantie van random jaareffecten rond de trendlijn, òf de variantie van de locatiespecifieke trends. Vos *et al.* (concept) laten zien dat deze handelwijzen meestal niet juist zijn: in modellen waar beide termen random moeten worden verondersteld – hetgeen vaak het geval is – dient te worden getoetst tegen een combinatie van beide termen middels een zogenaamde 'approximate F-test'. Uit uitgebreide simulaties blijken bepaalde vormen van deze test goed te voldoen, d.w.z.: de berekende toetsingsgrootheid F_{approx} volgt in een breed toepassingsgebied vrijwel perfect een 'normale' F-verdeling. De volledige variantieanalyse-tabel van model (1) is in tabel 2 gegeven.

STATISTISCHE EVALUATIE VAN HET MWTL-PLANTENMEETNET

Tabel 2. Variantieanalyse-tabel gebaseerd op het volledige model dat de data van het monitoringsysteem beschrijft.

Bron van variantie	sym	df	Sum of Squares	Expected Mean Squares
tijd		$J-1$	$RL \sum (\bar{x}_{j..} - \bar{x}_{...})^2$	
→ algemene trend	τ	1	$RL \sum (\hat{x}_{j..} - \bar{x}_{...})^2$	$\sigma_\tau^2 + R\sigma_C^2 + RL\sigma_A^2 + R \frac{J^2-1}{12J} \sigma_T^2 + RL \frac{J^2-1}{12J} \cdot \tau^2$
→ jaareffect	A_j	$J-2$	$RL \sum (\bar{x}_{j..} - \hat{x}_{j..})^2$	$\sigma_\epsilon^2 + R\sigma_C^2 + RL\sigma_A^2$
locatie	B_l	$L-1$	$RT \sum (\bar{x}_{p..} - \bar{x}_{...})^2$	$\sigma_\epsilon^2 + J\sigma_D^2 + R\sigma_C^2 + RJ\sigma_B^2$
tijd-locatie interactie		$(J-1)(L-1)$	$R \sum \sum (\bar{x}_{jl} - \bar{x}_{j..} - \bar{x}_{l..} + \bar{x}_{...})^2$	
→ locatiespecifieke trend	T_l^j	$L-1$	$R \sum \sum (\hat{x}_{jl} - \bar{x}_{j..} - \bar{x}_{l..} + \bar{x}_{...})^2$	$\sigma_\epsilon^2 + R\sigma_C^2 + R \frac{L^2-1}{12J} \sigma_T^2$
→ locatiespecifiek jaareffect	C_{jl}	$(J-2)(L-1)$	$R \sum \sum (\bar{x}_{jl} - \hat{x}_{jl})^2$	$\sigma_\epsilon^2 + R\sigma_C^2$
ploteffect	D_{lr}	$L(R-1)$	$J \sum \sum (x_{lr} - \bar{x}_{l..})^2$	$\sigma_\epsilon^2 + J\sigma_D^2$
residuen	ϵ_{qpr}	$(J-1)L(R-1)$	$\sum \sum \sum (x_{jlr} - \bar{x}_{jl})^2$	σ_ϵ^2

De toetsinggrootheid volgens Vos *et al.* (concept) wordt:

$$F_2 = \frac{MS_\tau + MS_C}{MS_A + MS_T} = \frac{RL \sum (\hat{x}_{j..} - \bar{x}_{...})^2 + R \sum \sum (\bar{x}_{jl} - \hat{x}_{jl})^2}{1 + (J-2)(L-1)} \cdot \frac{RL \sum (\bar{x}_{j..} - \hat{x}_{j..})^2 + R \sum \sum (\hat{x}_{jl} - \bar{x}_{j..} - \bar{x}_{l..} + \bar{x}_{...})^2}{J-2 + L-1} \quad (2)$$

De vrijheidsgraden van deze toetsingsgrootheid zijn onbekend, maar kunnen worden geschat uit de data. Hoe dit precies gaat laten we hier buiten beschouwing.

Effectiviteitsmaat voor het meetdoel 'trenddetectie'

Een handige effectiviteitsmaat is de detectiekans van een bepaalde trendgrootte (Δ) die in de praktijk met een bepaalde meetnetopzet (keuze J , L en R) wordt bereikt. Deze hangt samen met de variantie van de schatter voor die trend. De statistische term die in de berekeningen wordt gebruikt is de zogenaamde 'niet-centraliteitsparameter' δ^2 .

$$\delta^2 = \frac{RLJ \frac{J^2-1}{1+J^2} \Delta^2}{\sigma_\epsilon^2 + R\sigma_C^2 + RL\sigma_A^2 + R \frac{J^2-1}{12J} \sigma_T^2} = \frac{\frac{J^2-1}{12J^2} \Delta^2}{\frac{1}{JLR} \sigma_\epsilon^2 + \frac{1}{JL} \sigma_C^2 + \frac{1}{J} \sigma_A^2 + \frac{J^2-1}{112J^2} \sigma_T^2} \quad (3)$$

Hiermee hebben we de effectiviteit uitgedrukt als functie van J , L en R en kunnen we dus effectiviteitberekeningen uitvoeren, mits we beschikken over schatters voor de verschillende varianties in de formule's. Die schatters worden verkregen door dezelfde variantieanalyse toe te passen op de beschikbare data. Door de geschatte Mean Squares in die variantieanalyse gelijk te stellen aan de (formule's voor de) Expected Mean Squares (tabel 2) zijn de schatters voor de varianties af te leiden.

3.2.3 Statistische methoden en effectiviteit voor het meetdoel 'toestandsbepaling'

Statistische methode voor de bepaling van gemiddelden

Bij toestandsbepaling op een bepaald moment (of over een relatief korte periode) spelen trendmatige veranderingen geen rol. De trendtermen in het 'trenddetectiemodel' kunnen worden weggelaten:

$$X_{jlr} = \mu + A_j + B_l + C_{jl} + D_{lr} + \varepsilon_{jlr} \quad (4)$$

Toestandsbepaling is nu niets anders dan schatting van het modelgemiddelde μ , hetzij in een bepaald jaar, hetzij over een reeks van jaren. Het model kan worden toegepast op elk stratum apart, maar kan ook worden uitgebreid met termen voor het stratum en dan worden toegepast op grotere eenheden.

Effectiviteitsmaat

Een handige effectiviteitsmaat is de breedte van het $x\%$ -betrouwbaarheidsinterval dat in de praktijk met een bepaalde meetnetopzet (keuze J , L en R) wordt bereikt. De onder- en bovengrenzen van dit interval worden gegeven door:

$$L_1 = \hat{\mu} - n_{(1-\frac{1}{2}\alpha)} \sigma_{\hat{\mu}} \quad \text{en} \quad L_2 = \hat{\mu} + n_{(1-\frac{1}{2}\alpha)} \sigma_{\hat{\mu}} \quad (5)$$

waarbij:

$$\hat{\mu} = \text{het algemeen gemiddelde } \bar{x}_{jlr}$$

$$n_{(1-\frac{1}{2}\alpha)} = \text{n-waarde met cumulatieve waarschijnlijkheid } (1 - \frac{1}{2}\alpha)$$

$$\sigma_{\hat{\mu}} = \sqrt{\frac{1}{JLR} \sigma_{\varepsilon}^2 + \frac{1}{LR} \sigma_D^2 + \frac{1}{JL} \sigma_C^2 + \frac{1}{L} \sigma_B^2 + \frac{1}{J} \sigma_A^2}$$

De effectiviteit, i.e. de breedte van het interval, is in dit geval dus direct afhankelijk van de variantie van de schatter voor het gemiddelde:

$$\sigma_{\hat{\mu}}^2 = \frac{1}{JLR} \sigma_{\varepsilon}^2 + \frac{1}{LR} \sigma_D^2 + \frac{1}{JL} \sigma_C^2 + \frac{1}{L} \sigma_B^2 + \frac{1}{J} \sigma_A^2 \quad (6)$$

Hiermee hebben we de effectiviteit weer uitgedrukt als functie van J , L en R en kunnen we dus effectiviteitberekeningen uitvoeren, mits we beschikken over schatters voor de verschillende varianties in de formule's. Die schatters moeten uit de dataset van het meetnet worden geschat.

Merk op dat in vergelijking met de effectiviteitberekening voor trenddetectie (formule 3) nu de variantieterm voor verschillen tussen lokale trends ontbreekt en dat daarentegen de variantietermen voor ruimtelijke verschillen – zowel voor locaties als PQ's binnen locaties – zijn opgenomen. Deze verschillen zijn de theoretische 'motor' achter eventuele verschillende uitkomsten voor de optimale meetnetopzet tussen de beide typen meetdoelen.

Model voor bepaling van oppervlaktaandeel van bedekking en soortenaantalsklassen

Bij het meetdoel toestandsbepaling gaat het behalve om de hierboven uitgewerkte bepaling van gemiddelde waarden ook om bepaling van het oppervlaktaandeel per klasse. Doel is dan het doen van uitspraken over bijvoorbeeld het oppervlakpercentage met een bedekking door vegetatie hoger met meer dan 25%, of het oppervlakpercentage met meer dan 5 soorten per 100m². De basis voor dergelijke bepalingen wordt gevormd door de verzameling PQ's op een locatie: daarover wordt de frequentie van 'enen en nullen' bepaald en de locatie wordt dan de basale analyse-eenheid. Model (4) moet dus worden vereenvoudigd door weglating van het niveau van de PQ's. Daardoor komen de locatiespecifieke jaar-op-jaar fluctuaties en de meetfout op hetzelfde replicatieniveau terecht:

$$X_{jl} = \mu + A_j + B_l + (C + \varepsilon)_{jl} \quad (7)$$

Toestandsbepaling is weer niets anders dan schatting van het modelgemiddelde μ , nu bij een gekozen klassegrens, hetzij in een bepaald jaar, hetzij over een reeks van jaren.

Effectiviteitsmaat

Berekening van het betrouwbaarheidsinterval is identiek aan de werkwijze die hierboven is geschetst (formule 5), zij het dat de term voor de variantie van het gemiddelde aangepast is:

$$\sigma_{\bar{\mu}}^2 = \frac{1}{JL}(\sigma_{\varepsilon}^2 + \sigma_C^2) + \frac{1}{L}\sigma_B^2 + \frac{1}{J}\sigma_A^2 \quad (8)$$

De varianties moeten weer worden geschat uit de bestaande dataset door – zowel voor bedekkingspercentages als voor soortenaantal – voor iedere mogelijke klassegrens de frequenties per locatie uit te rekenen en op de resulterende ‘afgeleide’ dataset een variantieanalyse toe te passen. Probleem is nu dat de variantie voor het residu alleen geldt voor het aantal PQ's per locatie (en per diepteklasse) zoals dat in het meetnet bij de huidige opzet geldt, d.w.z. ongeveer 30. We kunnen de variantie van het residu alleen opsplitsen in een ‘ecologisch deel’ (de locatiespecifieke jaar-op-jaar fluctuaties) en de meetfout wanneer we aannamen doen betreffende de samenhang tussen aantal PQ's en de meetfout. Dat kan door aan te nemen dat de PQ's random zijn gekozen t.o.v. de vegetatie: de gemeten frequentie volgt dan een binomiale kansverdeling met verwachting p en een variantie gelijk aan $p(1-p)/n$, waarbij nu n staat voor het aantal PQ's.

3.2.4 Kostenmaat

Om kosteneffectiviteitsberekeningen uit te kunnen voeren moeten ook de kosten – voor zover gekoppeld aan het veldwerk – worden uitgedrukt als functie van J , L en R . Daarbij gaat het om de kosten van voorbereiding van het veldwerk tot en met de invoer van de data in het opslagsysteem. In algemene termen geldt voor de variabele kosten (i.e. kosten afhankelijk van meetfrequentie en aantallen locaties, raaien en PQ's):

$$K_{\text{totaal}} = J.K_j + J.L.K_{jl} + J.L.R.K_{jlr} = J.(K_j + L.(K_{jl} + R.K_{jlr})) \quad (9)$$

waarbij:

- J, L, R = aantallen jaren, locaties per waterlichaam en PQ's per locatie (en stratum);
- K_j = jaarlijkse kosten voor zover onafhankelijk van L, R en N ; het zal hier voornamelijk voorbereidingstijd en -kosten betreffen;
- K_{jl} = additionele kosten per jaar per (extra) locatie voor zover onafhankelijk van R en N ; het gaat hier o.a. om tijd (mensen en materiaalhuurtijd) nodig voor het varen naar en het vinden van de juiste locaties;
- K_{jlr} = kosten per meting op een PQ: behalve vaar- en zoektijd, gaat het hier ook om de tijd nodig voor de bemonstering zelf en tijd nodig voor het invoeren van de gegevens.

Merk op dat de formule een volledig ‘geneste’ vorm heeft. Dit lijkt geen reëel kostenmodel: zo is de tijd die dagelijks nodig is voor het varen van en naar het onderzoeksgebied niet zomaar aan één van deze posten toe te bedelen: deze dient naar rato te worden toebedeeld aan de aantallen locaties die op één dag kunnen worden bemonsterd, maar dit is (mede) afhankelijk van het aantal PQ's per locatie. In principe is echter iedere ‘reële’ kostenformule om te zetten naar een volledig geneste formulering.

Hiermee hebben we de kosten uitgedrukt als functie van J , L , en R en kunnen dus de kostenberekeningen worden uitgevoerd, mits we beschikken over schatters voor de verschillende kostenposten in de formule.

3.3 Stap 5: data-analyse

In principe bestaat dit uit twee onderdelen: analyse van logboeken uit voorgaande jaren om de verschillende kostenposten te schatten, en analyse van de tot nu toe opgebouwde data-set met als doel het schatten van de verschillende relevante varianties en het exploreren van de correlatiestructuur. Aanvullend doel is in dit geval het zoeken naar een dusdanige gebiedsindeling (op basis van waterdiepte) dat de varianties zo klein mogelijk zijn.

Deze analyse zou in principe moeten gebeuren met dezelfde datamodellen als eerder geformuleerd. Uit de bijbehorende variantieanalyse-tabellen zijn de schatters voor de varianties af te leiden. Door analyse van de matrices van geschatte modeltermen is controle van de vereiste normaliteit en onderlinge onafhankelijkheid mogelijk. Door iteratief verschillende mogelijke gebiedsindelingen af te tasten kan de indeling worden gevonden met de minste resterende variabiliteit: dat is de beste stratificatiebasis. Dit laatste bleek gezien de looptijd van het project geen haalbare kaart. De beste stratificatie is derhalve alleen onderzocht door analyse van de samenhang van de waarnemingen met de diepte. Eén en ander levert uiteindelijk per variabele, per waterlichaam en per 'optimaal' stratum de benodigde geschatte varianties.

Voor de beschreven analyses zijn de mogelijkheden binnen standaard statistische pakketten zoals SPSS beperkt. We hebben gewerkt bij Milieubiologie ontwikkelde applicaties in het programma MS-Excel.

3.4 Stap 6: kosteneffectiviteit en optimalisatie

Het principe van de kosteneffectiviteitanalyse zelf is nu eenvoudig. Uitgaande van een bepaald beschikbaar budget worden effectiviteitsberekeningen uitgevoerd van alle mogelijke combinaties van J , L en R die voldoen aan de budgetvoorwaarde, of uitgaande van een bepaalde gewenste effectiviteit worden kostenberekeningen uitgevoerd van alle mogelijke combinaties van J , L en R die voldoen aan de effectiviteitsvoorwaarde. Er zijn in veel gevallen analytische uitdrukkingen voor de optimale combinaties af te leiden (resultaat zijn theoretische optima in gebroken getallen), waardoor in gehele getallen slechts een beperkt aantal combinaties rondom het optimum hoeft te worden doorgerekend. De gevoeligheid voor afwijkingen van de optima (de mate van verlies t.o.v. het optimum) kan eenvoudig zichtbaar worden gemaakt in figuren en tabellen.

Ook nu geldt dat de voor deze berekeningen benodigde programmatuur niet commercieel beschikbaar is. Bij Milieubiologie zijn in de loop der jaren hiervoor applicaties binnen MS-excel ontwikkeld, die ook hier zullen worden gebruikt.

4 DATA-ANALYSE

4.1 Inleiding

Zoals hierboven beschreven, is de optimalisatie van het meetnet gebaseerd op kosten en varianties die geschat moeten worden uit de metingen die tot nu toe hebben plaatsgevonden. Daarnaast zijn de berekeningen alleen geldig indien voldaan kan worden aan de eis van onderlinge onafhankelijkheid. De mate van onderlinge afhankelijkheid moet dus ook worden geschat uit de bestaande dataset.

Alle berekeningen zijn echter afhankelijk van de uiteindelijk te hanteren gebiedsindeling. We beginnen dan ook met de analyse van de samenhang van bedekkingspercentage en soortenrijkdom met de waterdiepte.

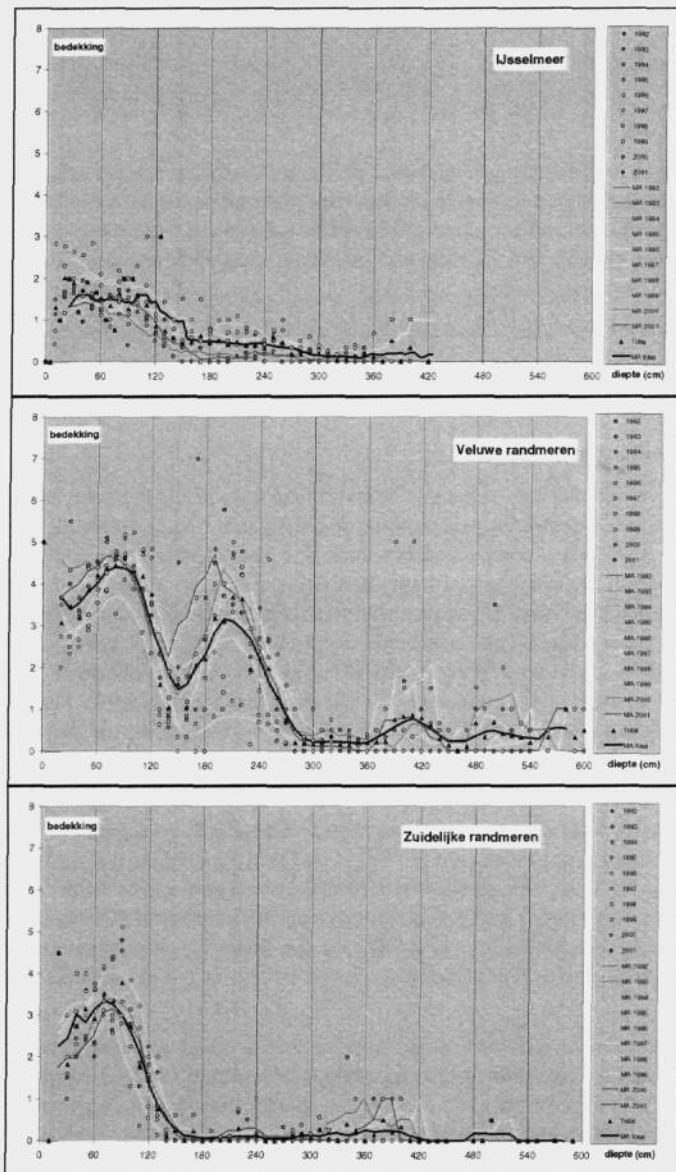
4.2 Samenhang met diepte

We hebben per waterlichaam en per jaar de bedekkingklasse in alle PQ's met eenzelfde diepte gemiddeld en deze waarden uitgezet tegen de diepte (figuren 1 en 2). Duidelijk is dat voor alle waterlichamen geldt dat – zoals verwacht – ondiepere plaatsen over het algemeen een hogere bedekking hebben. De relatie tussen diepte en bedekking is echter verschillend in de verschillende waterlichamen. De onderzochte waterlichamen behoren tot drie verschillende typen: M14 (matig grote ondiepe gebufferde meren), M21 (grote diepe gebufferde plassen) en M20 (matig grote, diepe gebufferde meren). In het Volkerak en het Zoommeer (M20) lagen de waarden aanvankelijk veel hoger dan in de Veluwerandmeren en Zuidelijke Randmeren (M14), en vooral in het IJsselmeer (M21), maar is de bedekking in de loop der tijd sterk afgenomen.

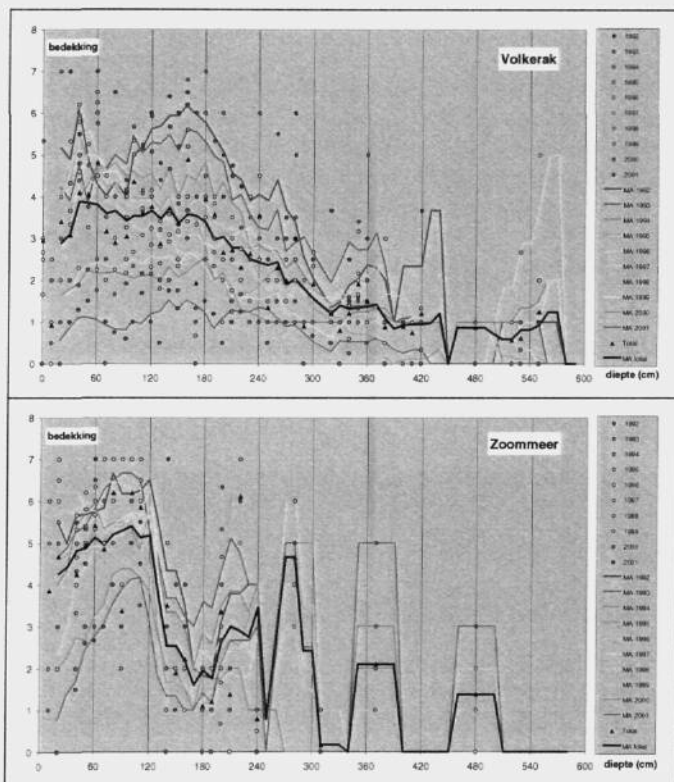
De samenhang met waterdiepte is in alle watertypen sterk. In de M14 en M21 typen komt er dieper dan 300 cm nauwelijks meer vegetatie voor, in het IJsselmeer en de Zuidelijke Randmeren geldt dat al voor een diepte van 150 cm. Opvallend is ook dat in de Veluwe Randmeren de bedekking tussen 120 en 180 cm laag is in vergelijking met die tussen 0 en 120 cm en die tussen 180 en 240 cm, een verschijnsel dat we in geen van de andere wateren terug vinden. Waarschijnlijk is dit een gevolg van een relatief gering aantal PQ's op deze dieptere range gelegen in een relatief slecht begroeid gebiedje. In het Volkerak en het Zoommeer is - gezien de beginwaarden - in principe op diepten tot 600 cm nog goed ontwikkelde vegetatie mogelijk.

Duidelijk is in ieder geval dat er een sterk verband bestaat tussen de bedekking en de diepte in alle waterlichamen en dat (dus) ook de verandering in bedekking sterk kan samenhangen met de diepte. Er is dus goede reden om voor de waterplantenmetingen op diepte te stratificeren. Voor de typen M14 en M21 (figuur 1) lijkt er een sterke verandering in bedekking op te treden rond ca. 150 cm. Op basis daarvan maken we verder onderscheid tussen diepten tot 150 cm en diepten tussen 150 cm en 300 cm. Voor het type M20 (figuur 2) hebben we – vrij arbitrair – een grens getrokken bij 300 cm. We onderscheiden daar dus diepten tot 300 cm en diepten tussen 300 cm en 600 cm.

STATISTISCHE EVALUATIE VAN HET MWTL-PLANTENMEETNET



Figuur 1. Relaties tussen diepte in cm en gemiddelde bedekkingklasse voor de drie waterlichamen van type M14/M21. De lijnen zijn de moving-averages over vijf punten van een jaar. Elk jaar heeft dus een eigen lijn.



Figuur 2. Relaties tussen diepte in cm en gemiddelde bedekkingklasse voor beide waterlichamen van type M20. De lijnen zijn de moving-averages over vijf punten van een jaar. Elk jaar heeft dus een eigen lijn.

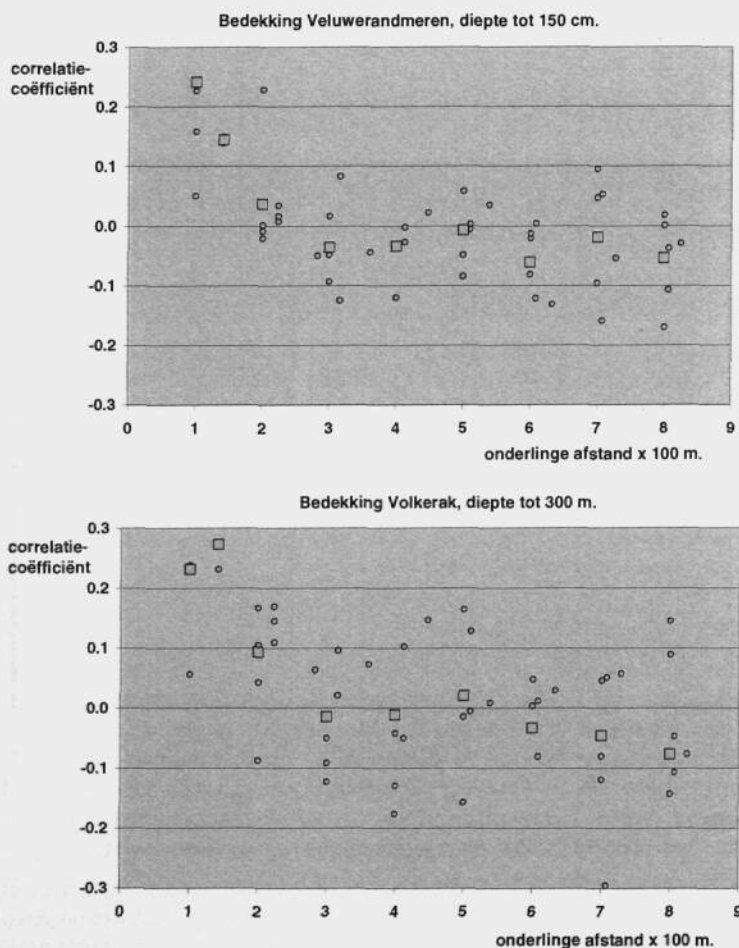
4.3 Onderlinge onafhankelijkheid

Bij de onderlinge onafhankelijkheid gaat het om de ruimtelijke en temporele autocorrelaties van de random modeltermen die bij de effectiviteitsberekeningen een rol spelen. Voor het meetdoel 'trenddetectie' zijn dat de belangrijkste de residuen en de jaareffecten (overall jaargemiddelden), voor het meetdoel 'toestandsbepaling' zijn is dit daarnaast ook het PQ-effect (of meerjarig PQ-gemiddelde). Het effect van correlaties kleiner dan 0.1 á 0.2 op de berekende detectiekansen en betrouwbaarheidsintervallen is over het algemeen verwaarloosbaar klein. Onderzocht wordt derhalve in hoeverre er hogere correlaties worden gevonden.

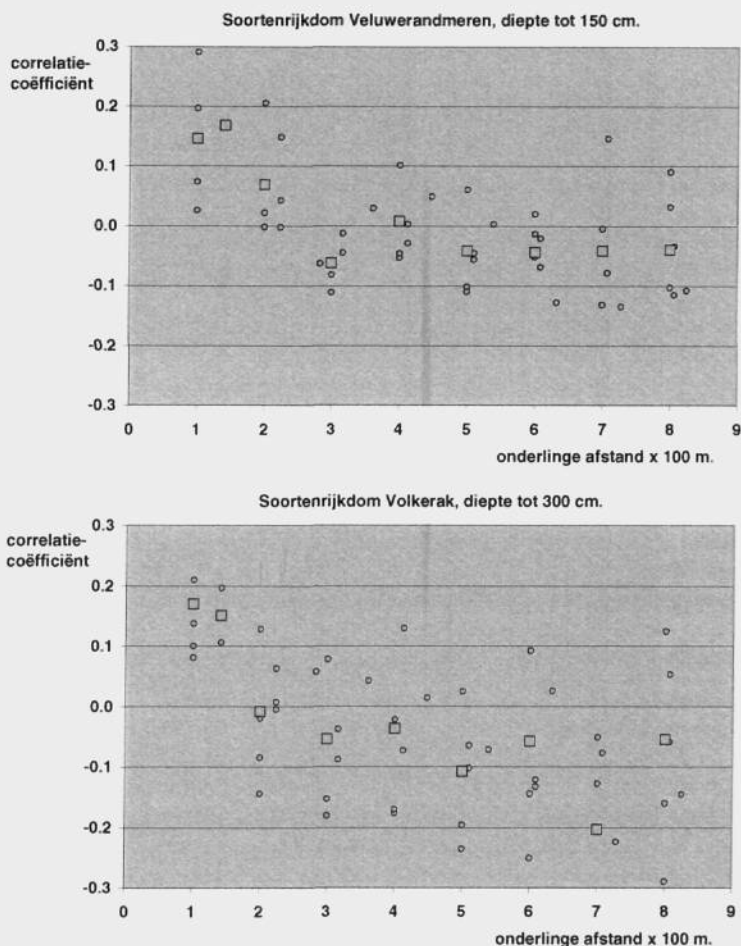
Doordat er relatief grote datasets nodig zijn voor het betrouwbaar schatten van correlaties, zijn de berekeningen alleen uitgevoerd voor de laagste diepteklasse van de Veluwerandmeren en soms Volkerak. De ruimtelijke afhankelijkheid van residuen hebben we onderzocht door - zowel voor bedekkingklasse als voor soortenrijkdom - per locatie en per diepteklasse de ruimtelijke autocorrelatie te berekenen: de (Pearsons) correlatiecoëfficiënten tussen geschatte residuen (meetwaarden gecorrigeerd voor jaar- en PQ-effecten) van de meetwaarden op PQ-

paren per onderlinge afstand, per locatie en per jaar. Van deze correlatiecoëfficiënten zijn de gemiddelden per waterlichaam berekend en weergegeven als functie van de onderlinge afstand. De resultaten staan in figuur 3 (bedekkingen) en figuur 4 (soortenrijkdom).

Te zien valt dat er inderdaad een positieve correlatie bestaat tussen de metingen van bedekking en soortenrijkdom in PQ's die een onderlinge afstand hebben van minder dan 200 m. Bij 200 m of meer fluctueert de correlatiecoëfficiënt rond de nul. De resultaten zijn vrijwel identiek voor beide variabelen en beide waterlichamen, zij het dat alleen voor de variabele bedekking de waarden bij de kleinste onderlinge afstand duidelijk boven de kritieke waarde uitkomt. Op grond van deze resultaten kan worden gesteld dat de residuen van metingen verricht op PQ's op een onderlinge afstand van 200 meter of meer in ieder geval als onderling onafhankelijk kunnen worden beschouwd. Voor kleinere afstanden geldt dit alleen voor soortenrijkdom.



Figuur 3. Berekende ruimtelijke autocorrelaties voor bedekkingklassen, na correctie voor jaar- en PQ-effecten, als functie van de afstand tussen de PQ's. Kleine punten staan voor de oorspronkelijke schattingen, vierkanten staan voor gemiddelden hiervan per afstandsklasse.

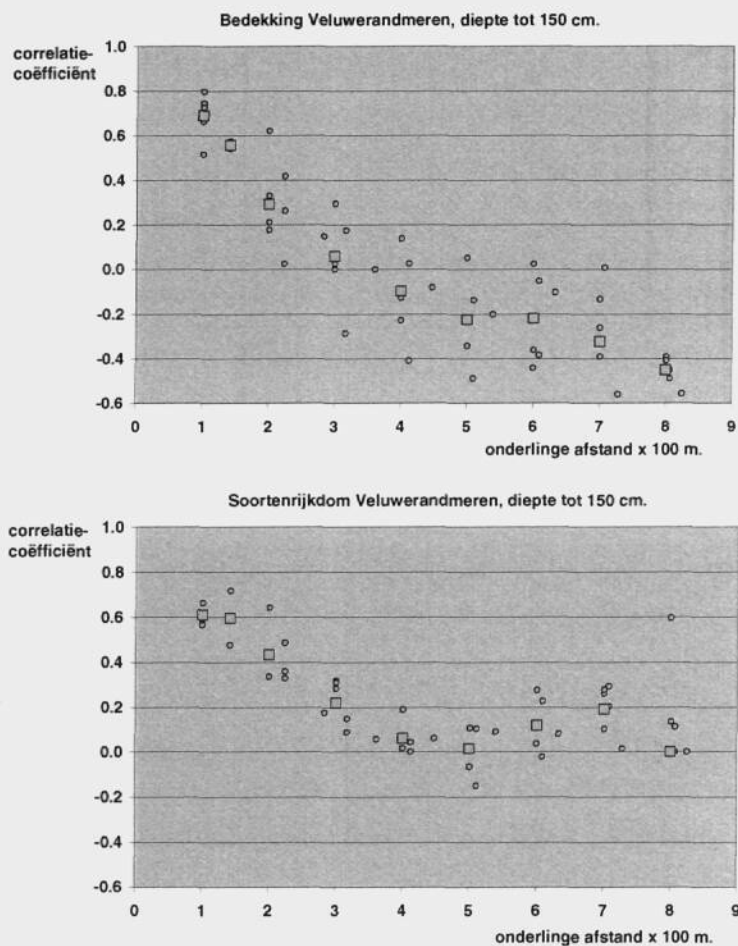


Figuur 4. Berekende ruimtelijke autocorrelaties voor soorten aantal, na correctie voor jaar- en PQ-effecten, als functie van de afstand tussen de PQ's. Kleine punten staan voor de oorspronkelijke schattingen, vierkanten staan voor gemiddelden hiervan per afstandsklasse

De temporele autocorrelaties zijn een maat voor de samenhang tussen opeenvolgende metingen. Het aantal jaren is zo beperkt dat we hier slechts schattingen bij lag 1 (1 jaar tussentijd) hebben uitgerekend (tabel 3). De gevonden correlaties zijn alle ruim kleiner dan 0.1 en dus niet van dien aard dat dit problemen oplevert.

Tabel 3. Temporele autocorrelaties bij lag 1 (1 jaar tussentijd).

correlatiecoëfficiënt	residuen		jaareffecten	
	bedekking	soortenaantal	bedekking	soortenaantal
	0.010	-0.046	-0.072	0.018



Figuur 5. Ruimtelijke autocorrelatie tussen gemiddelden per PQ als functie van de afstand tussen de PQ's. Kleine punten staan voor de oorspronkelijke schattingen, vierkanten staan voor gemiddelden hiervan per afstandsklasse

De genoemde correlaties zijn van belang bij het meetdoel 'trenddetectie'. Voor het doel 'toestandsbepaling' is daarnaast ook nog de samenhang tussen de absolute metingen op de PQ's van belang. Daartoe zijn ook autocorrelaties berekend over de gemiddelden over alle jaren per PQ. Dit is alleen gedaan voor de Veluwerandmeren (figuur 5). Te zien is dat de absolute waarden, zowel voor bedekking als voor soortenrijkdom, tussen dicht bij elkaar liggende PQ's sterke samenhang vertonen. Pas bij afstanden rond de 400 meter kunnen de metingen als onderling onafhankelijk worden beschouwd. Hoewel de vegetatie van de Veluwerandmeren meer dan de andere meren wordt gedomineerd door (krans)wieren, is het waarschijnlijk dat ook de andere meren een vergelijkbaar beeld laten zien.

4.4 Variabiliteit en kostenschattingen

4.4.1 Variabiliteit van trends en gemiddelden

De variabiliteit is geschat door toepassing van de eerder beschreven variantieanalyse per waterlichaam. Voor een schatting is het handig wanneer

- de dataset evenwichtig is (gelijke steekproefgrootten, i.e. aantallen PQ's per locatie),
- er niet te veel missende waarden zijn (minder dan 5 %) en

Er zijn vele manieren waarop een subset die hieraan voldoet kan worden onttrokken aan de volledige dataset. Wij presenteren hier per waterlichaam alleen de resultaten van de subset die uit het grootste aantal PQ's bestond. Bij de kleinere subsets waren er wel verschillen, maar geen systematische. Deze voegen dus weinig toe. Dat geldt ook voor de onderlinge afstand van de PQ's: de onderlinge afhankelijkheid speelt over veel kleinere afstanden (200 – 400 m) dan die die worden overspannen door de PQ's binnen een locatie (> 1000 m). De variantieschattingen worden hier dus niet door beïnvloed.

Voor het Zoommeer en de Zuidelijke Randmeren waren de resterende datasets te klein om een zinvolle bijdrage aan de schattingen te leveren. Voor de Veluwerandmeren, het IJsselmeer en het Volkerak zijn alleen de sets voor de ondiepe strata (de Veluwerandmeren, het IJsselmeer tot 150 cm, Volkerak tot 300 cm) groot genoeg. Bij de variabele 'soortenaantal' bleek de variabiliteit sterk samen te hangen met het gemiddelde. Op basis daarvan is gewerkt met de natuurlijke logaritme van het soortenaantal. De bedekkingklassen zijn zelf al - door de toenemende breedte van de klassen bij toenemende bedekkingen - als een dergelijke transformatie op te vatten.

In de tabellen 4 en 5 zijn de variantieschattingen samengevat en gemiddeld, gewogen naar vrijheidsgraden. Met deze gemiddelde varianties is in het verdere rapport gerekend. In de laatste kolom van beide tabellen staat de standaarddeviatie, simpel de wortel van de geschatte varianties en daarmee in dezelfde dimensie als de data waarmee is gerekend. Voor tabel 4 waren dat bedekkingklassen. Een standaarddeviatie van 1 betekent hier dus een gemiddelde afwijking van één bedekkingklasse. Over een grote range van bedekkingen betekent dat een gemiddelde afwijking van een halvering of verdubbeling van het bedekkingspercentage. Voor soortenaantal (tabel 5) zijn de standaarddeviaties (van de natuurlijke logaritmen van het soortenaantal) op te vatten als een benadering voor de relatieve standaarddeviatie van het ongetransformeerde soortenaantal.

Opvallend is de variantie van het residu bij de bedekkingklassen (tabel 4): groter dan één, dus een gemiddelde afwijking van méér dan een halvering of verdubbeling van bedekkingspercentages. Jaar-op-jaar schommelingen op PQ-niveau van een dergelijke orde van grootte lijken niet waarschijnlijk. Dat zou betekenen dat er sprake is van een relatief grote meetfout²⁾. Verder valt op dat de locatiespecifieke trends vrij sterk bijdragen aan de totale variabiliteit: blijktbaar zijn er op veel locaties systematische ontwikkelingen in de vegetatie die afwijken van de gemiddelde ontwikkeling in een waterlichaam. Dit betekent dat er waarschijnlijk veel locaties nodig zullen blijken, ook voor de het scheppen van een 'representatief' beeld van de veranderingen in een waterlichaam.

²⁾ Er is te beredeneren dat het werken met bedekkingsklassen - veelal beargumenteerd juist vanwege de grote meetfout - zelf extra bijdraagt aan de meetfout. De extra meetfout is in de orde van grootte van een kwart van de klassebreedte in bedekkingspercentages of gewoon een kwart klasse.

Tabel 4. Variantieschattingen voor de bedekkingklassen (alle soorten samen). Alleen de data van de waterlichamen met voldoende grote dataset zijn gebruikt (Veluwerandmeren, IJsselmeer en Volkerak). df = vrijheidsgraden; var = variantie; std = standaarddeviatie. De standaarddeviatie heeft hier de dimensie van bedekkingklassen.

variantiebron	Veluwerandmeren		Volkerak		IJsselmeer		gewogen gemiddelden	std
	df	var	df	var	df	var		
tijd	5		9		5			
trend	1	0.1498	1	16.5386	1	0.2441		
jaar	4	0.0385	8	0.1345	4	0.0863	0.0985	0.31
locatie	4	0.9067	5	0.2469	3	0.3589	0.4949	0.70
locatie x tijd	20		45		15			
lokale trends	4	1.1610	5	0.9534	3	0.0783	0.8038	0.90
locatie x jaar	16	0.2772	40	0.1655	12	0.0463	0.1708	0.41
PQ	145	0.9274	90	1.4506	92	0.2937	0.8931	0.95
residu	722	1.5047	788	1.5900	460	0.5913	1.3255	1.15

Tabel 5. Variantieschattingen voor het (natuurlijk-)logaritmisch getransformeerde soortenaantal. Alleen de data van de waterlichamen met voldoende grote dataset zijn gebruikt (Veluwerandmeren, IJsselmeer en Volkerak). df = vrijheidsgraden; var = variantie; std = standaarddeviatie. De standaarddeviatie heeft hier de dimensie van ln-getransformeerde data. Dit is bij benadering gelijk aan de relatieve standaarddeviatie van het ongetransformeerde soortenaantal.

variantiebron	Veluwerandmeren		Volkerak		IJsselmeer		gewogen gemiddelden	std
	df	var	df	var	df	var		
tijd	5		9		5			
trend	1	-0.0425	1	0.8736	1	-0.0286		
jaar	4	0.0104	8	0.0235	4	0.0054	0.0157	0.13
locatie	4	0.0182	5	0.0704	3	0.6523	0.1985	0.45
locatie x tijd	20		45		15			
lokale trends	4	0.0874	5	0.0756	3	0.0545	0.0742	0.27
locatie x jaar	16	0.0070	40	0.0217	12	0.0053	0.0153	0.12
PQ	145	0.0504	90	0.0417	92	0.1041	0.0631	0.25
residu	722	0.0760	788	0.1054	460	0.0688	0.0861	0.29

4.4.2 Variabiliteit van oppervlakteaandeel per klasse

De variantieschattingen die van belang zijn bij bepalingen van het oppervlakteaandeel per klasse zijn alleen uitgevoerd op de dataset van de Veluwerandmeren, waar als enige een voldoende aantal locaties per waterdiepteklasse gelokaliseerd zijn om een enigszins betrouwbare schatting te verkrijgen. Varianties zijn geschat met de methoden die in hoofdstuk 3 zijn beschreven, toegepast afgeleide datasets met als variabele het aandeel PQ's per locatie dat binnen een bepaalde klasse valt. Er is steeds gewerkt met een tweedeling (een klasse 'tot en met' en een klasse 'meer dan'), waarbij een reeks van datasets is samengesteld door steeds een andere klassegrens te kiezen. De voor de effectiviteitsberekeningen gebruikte varianties zijn gemiddelde waarden uit deze reeks. Afgeleide sets waarbij het klasse-aandeel kleiner dan 10% of groter dan 90% was zijn buiten beschouwing gelaten, omdat in die ranges de variantie (van

STATISTISCHE EVALUATIE VAN HET MWTL-PLANTENMEETNET

in ieder geval de meetfout) te sterk samenhangt met het gemiddelde. De resultaten staan vermeld in tabellen 6 (bedekkingen) en 7 (soortenaantal). De toegepaste kunstmatige splitsing van de variantie van het residu in een 'ecologisch deel' en een 'meetfout-deel' volgens de binomiale verdeling leidt ertoe dat bijna de helft van de residuële variantie aan de meetfout moet worden toegeschreven.

Tabel 6. Resultaten van variantieschattingen voor de relatieve frequentie per bedekkingklasse in de Veluwerandmeren.

Bedekkingklasse	≥ 2	≥ 3	≥ 4	≥ 5	≥ 6	≥ 7	gemiddeld
Bedekkingspercentage	$\geq 1\%$	$\geq 5\%$	$\geq 15\%$	$\geq 25\%$	$\geq 50\%$	$\geq 75\%$	-
Oppervlaktepercentage	89.7%	71.4%	64.3%	52.5%	17.8%	15.9%	51.9%
Variantie jaarfluctuaties	0.0009	-0.0005	0.0001	0.0036	-0.0001	0.0002	0.0007
Variantie locatie	0.0031	0.0227	0.0396	0.0699	0.0242	0.0226	0.0304
Variantie residu	0.0072	0.0182	0.0186	0.0154	0.0116	0.0130	0.0140
Variantie lokale fluctuaties	0.0041	0.0113	0.0108	0.0070	0.0066	0.0085	0.0081
Variantie (binomiale) meetfout	0.0927	0.2042	0.2296	0.2494	0.1464	0.1337	0.1760

Tabel 7. Resultaten van variantieschattingen voor de relatieve frequentie per soortenaantalsklasse in de Veluwerandmeren.

Aantal soorten	≥ 2	≥ 3	≥ 4	≥ 5	≥ 6	gemiddeld
Oppervlaktepercentage	84.1%	60.9%	46.7%	32.3%	16.6%	48.1%
Variantie jaarfluctuaties	0.0016	0.0014	0.0040	0.0011	-0.0002	0.0016
Variantie locatie	0.0115	0.0650	0.0768	0.0554	0.0236	0.0465
Variantie residu	0.0137	0.0150	0.0162	0.0176	0.0167	0.0158
Variantie lokale fluctuaties	0.0092	0.0069	0.0078	0.0102	0.0120	0.0092
Variantie (binomiale) meetfout	0.1334	0.2381	0.2489	0.2186	0.1387	0.1955

4.4.3 Kosten

Als eerder gezegd is voor de invulling van de kostenformule informatie nodig over kosten opgesplitst naar exacte bron, zodat onderscheid kan worden gemaakt in kosten verbonden aan de metingen op de PQ's zelf en 'overhead' op het niveau van locaties en jaren. Dergelijke gespecificeerde informatie is niet voorhanden.

Wel is er de beschikking over schattingen voor de totale kosten. Voor het IJsselmeer en Randmeren ging het om de metingen in zes waterlichamen op in totaal 28 locaties x (gemiddeld en afgerond) 60 PQ's = 1680 PQ's. De metingen zijn verricht over 28 dagen (gemiddeld dus 1 locatie per dag) voor een totaalbedrag van € 76.000. Kosten zijn dus ruim € 2700 per dag en € 45 per PQ gemiddeld.

Om dit op te kunnen splitsen naar 'meetkosten' en 'overhead' moeten we aannamen doen over de tijd nodig voor het eigenlijke meten, het varen tussen PQ's en tussen locaties en de dagelijkse gang van haven naar meetlocatie en terug. Op basis van een grove inschatting van de gemiddelde afstand tussen locaties en informatie over de duur van de metingen gaan we als

basis uit van ruim een uur vaartijd naar en van een locatie en 7 minuten per PQ voor de eigenlijke metingen op een locatie. Op basis van kosten per werkdag (boothuur en loonkosten) is dit om te rekenen naar kosten in euro (variant 1 in tabel 6). Daarnaast hebben wij nog twee kostenvarianten berekend met lagere kosten per locatie en hogere kosten per PQ-meting: die zijn mogelijk relevant wanneer optimalisatie-uitkomsten neigen naar meer locaties (en dus kleinere onderlinge vaarafstanden) en grotere afstanden tussen PQ's op een locatie. Wij gaan derhalve uit van de volgende combinaties, die alle drie in overeenstemming zijn met de totale huidige kosten van € 76.200 voor de huidige opzet: 6 waterlichamen en 2 diepteklassen (samen 12 'strata') met elk gemiddeld 5 locaties en 28 PQ's per locatie. Er is er hierbij vanuit gegaan dat op iedere locatie beide diepteklassen worden bemonsterd: de overhead per locatie is verdeeld over beide diepteklassen en dus per diepteklasse gehalveerd.

Tabel 6. De bij de kosteneffectiviteitsberekeningen gehanteerde kosten. Kosten per waterlichaam en diepteklasse.

	Variant 1	Variant 2	Variant 3
Overhead per locatie	€ 150.00	€ 80.00	€ 10.00
Kosten per PQ meting	€ 40.00	€ 42.50	€ 45.00

5 KOSTENEFFECTIVITEIT

Met de in hoofdstuk 3 beschreven methoden zijn optimalisatieberekeningen uitgevoerd, waarbij steeds de effectiviteit van een geoptimaliseerde opzet is vergeleken met die van de huidige opzet. Een probleem daarbij is dat 'de' huidige opzet niet bestaat door de ongelijke steekproefgrootten: aantal locaties per waterlichaam en aantal PQ's per locatie verschillen. Voor de berekeningen in dit hoofdstuk zijn we uitgegaan van een gemiddelde: de 1680 PQ's op 28 locaties verspreid over 6 waterlichamen is 'vertaald' naar 5 locaties per waterlichaam met 28 PQ's per locatie per diepteklasse. In de berekeningen is verder – noodgedwongen – uitgegaan van het ontbreken van missende waarden en van onderlinge onafhankelijkheid van de metingen. We weten inmiddels dat beide niet waar zijn en dat dus de berekende effectiviteit van de huidige opzet een overschatting is.

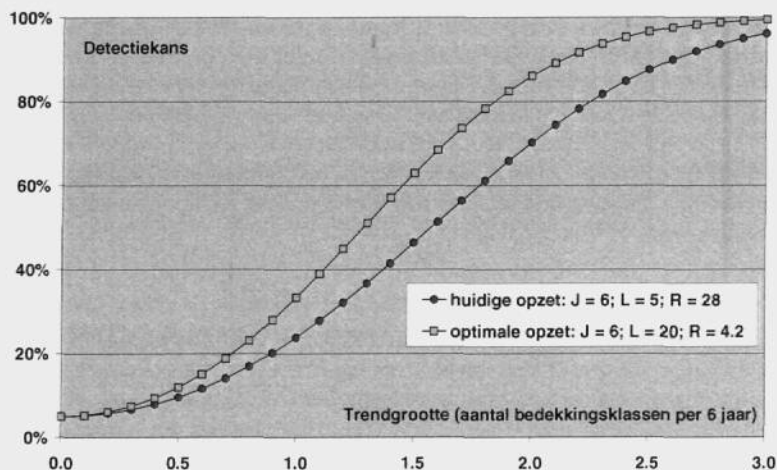
5.1 Kosteneffectiviteit voor het meetdoel 'trenddetectie'

Begonnen is met de berekeningen voor trenddetectie op basis van de oorspronkelijke meetdoelstellingen: een detectiekans van 80% van een 25% afname³⁾ in een detectietermijn van 6 jaar bij toetsing met een onbetrouwbaarheidsdrempel van 5%. Uit tabel 1 is af te leiden dat in een brede range van bedekkingen een afname van één klasse ongeveer een halvering van de bedekkingspercentages (en dus 50% afname) betekent. De 25% afname in de gewenste meetdoelstelling is voor bedekkingen dus te vertalen naar een afname van een halve bedekkingklasse.

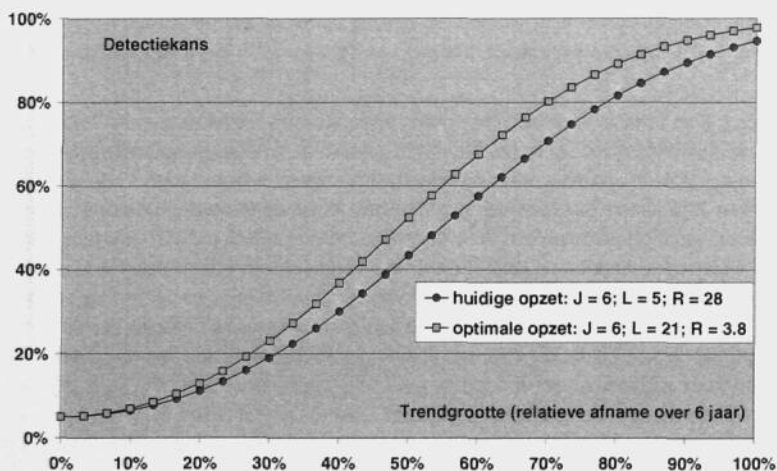
In de figuren 6 en 7 staan de powercurven voor zowel de huidige opzet als een optimale opzet bij het huidige budget (€ 6350 per waterlichaam per diepteklasse per jaar) en kostenvariant 1 voor respectievelijk bedekking en soortenrijkdom, beide bij een detectietermijn van 6 jaar. In figuur 6 is te zien dat bij een afname van een halve bedekkingklasse detectiekansen nauwelijks boven de 5% uitkomen. Ook voor soorten aantal blijkt dat de detectiekans van een zo geringe verandering als gespecificeerd in de meetdoelstelling nauwelijks te detecteren is (figuur 7). Verhoging van de onbetrouwbaarheidsdrempel van 5% naar 10% blijkt nauwelijks soelaas te bieden.

In de figuren 8 en 9 staan de powercurven voor respectievelijk bedekking en soortenrijkdom voor een verdubbelde detectietermijn. Hierbij is behalve de huidige en optimale opzet bij jaarlijks meten ook de optimale opzet bij tweejaarlijks meten doorgerekend. Ook nu blijken afnamen van 25% nauwelijks detecteerbaar. Het best wordt de meetdoelstelling benaderd voor soorten aantal, waar bij afnamen van 36% (toename 55%) een 80% detectiekans kan worden gehaald. Voor bedekkingklassen geldt dit pas voor veranderingen groter dan één klasse (1.21): meer dan een halvering van het bedekkingspercentage. Een belangrijke boodschap uit de figuren is echter ook dat de effectiviteit van de huidige opzet stukken lager is dan de haalbare bij een optimale opzet, en dat die optimale opzet voor beide variabelen vrijwel identiek is. Het blijkt voor beide variabelen veel effectiever om veel locaties met weinig PQ's per locatie te nemen (met een totaal aantal PQ's dat beduidend lager is dan het aantal in de huidige opzet). Het effectiviteitsverlies t.o.v. de optimum opzet bij tweejaarlijkse metingen blijkt ook erg groot: over een breed traject worden detectiekansen vrijwel gehalveerd.

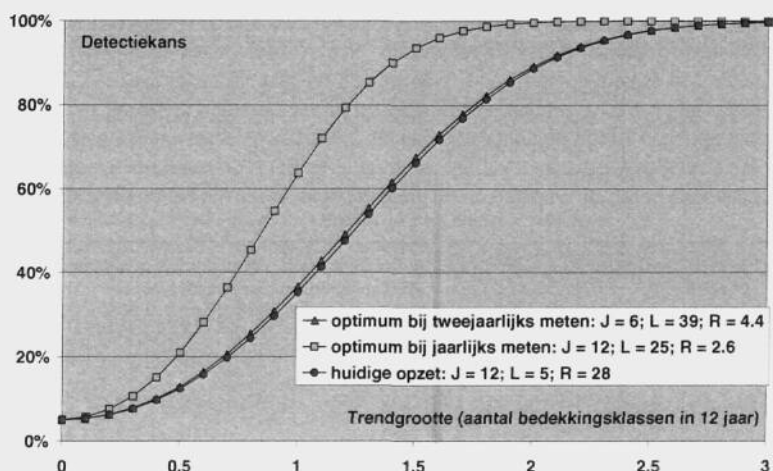
³⁾ Wij vertalen de oorspronkelijke 25% toe- of afname naar een 25% afname: door de logaritmische data-transformatie en het werken met bedekkingsklassen met toenemende breedte is de detectiekans direct gekoppeld aan een *veranderingfactor*: zo zal een halvering (50% afname) eenzelfde detectiekans hebben als een verdubbeling (100% toename). Een 25% afname (factor $3/4$) komt overeen met een 33% toename (factor $4/3$).



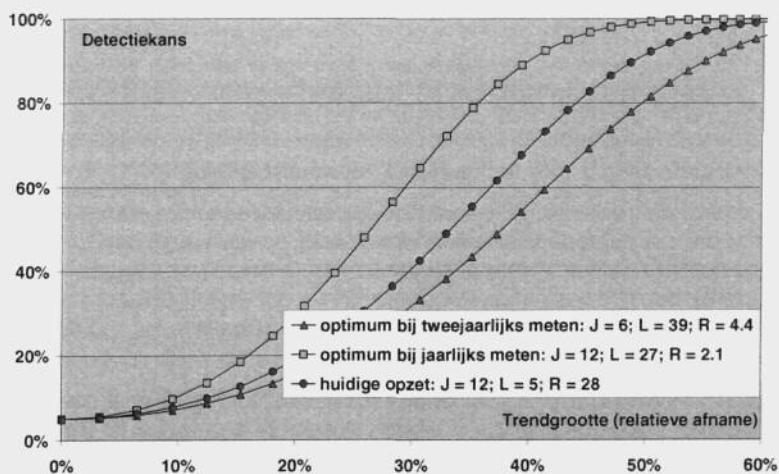
Figuur 6. Detectiekans voor trends in bedekkingklasse als functie van de grootte van te detecteren trend bij een termijn van 6 jaar. J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's. De powercurven zijn gebaseerd op kostenvariant 1 (€ 150 per locatie en € 40 per PQ-meting) en een budget van € 6350 per waterlichaam, per diepteklasse en per jaar.



Figuur 7. Detectiekans voor trends in soortenaantal als functie van de grootte van te detecteren trend bij een termijn van 6 jaar. J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's. De powercurven zijn gebaseerd op kostenvariant 1 (€ 150 per locatie en € 40 per PQ-meting) en een budget van € 6350 per waterlichaam, per diepteklasse en per jaar.

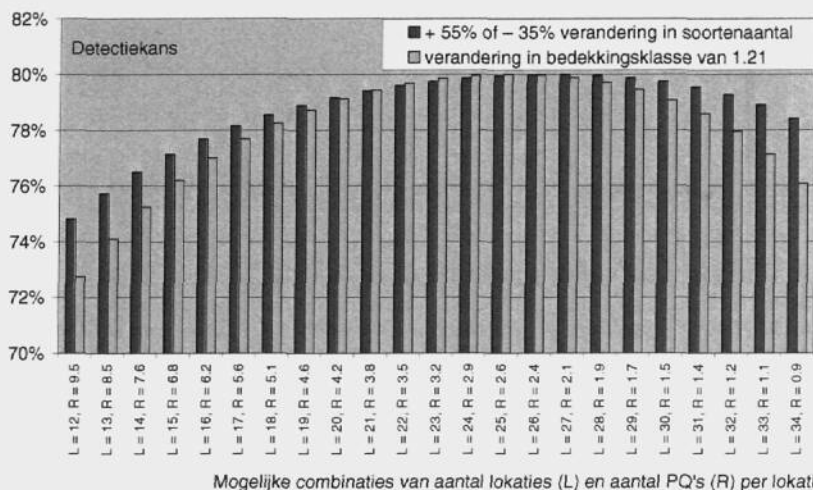


Figuur 8. Detectiekans voor trends in bedekkingklasse als functie van de grootte van te detecteren trend bij een termijn van 12 jaar. J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's. De powercurven zijn gebaseerd op kostenvariant 1 (€ 150 per locatie en € 40 per PQ-meting) en een budget van € 6350 per waterlichaam, per diepteklasse en per jaar.



Figuur 9. Detectiekans voor trends in soortenaantal als functie van de grootte van te detecteren trend (in relatieve afname) bij een termijn van 12 jaar. J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's. De powercurven zijn gebaseerd op kostenvariant 1 (€ 150 per locatie en € 40 per PQ-meting) en een budget van € 6350 per waterlichaam, per diepteklasse en per jaar.

Om de keuzevrijheid voor een alternatieve opzet te onderzoeken is de effectiviteit berekend bij afwijkingen van de optima (figuur 10), uitgaande van de veranderingen die bij een optimale opzet resulteren in een 80% detectiekans. Wanneer we een met 5% verlaagde detectiekans zouden accepteren kan er gekozen worden uit een range van opzetten, variërend van 14 locaties met elk bijna 8 PQ's tot 34 locaties met elk 1 PQ. Dat betekent dat er een grote keuzevrijheid is bij de praktische invulling van locaties en PQ's, onder andere van belang in relatie tot het vraagstuk van 'trendbreuk' bij verandering in opzet van het monitoringsysteem.



Figuur 10: De breedte van de optimale opzet voor zowel bedekking als voor soortenaantal bij jaarlijkse metingen. L = aantal locaties, R = aantal PQ's per locatie.

5.2 Kosteneffectiviteit voor het meetdoel 'toestandsbepaling'

Bij het meetdoel 'toestandsbepaling' (vaststellen van gemiddelde waarden dan wel vaststellen van oppervlaktepercentages per klasse) werd gestreefd naar breedte van het 80%-betrouwbaarheidsinterval van $\pm 10\%$ van het gemiddelde (en dus een totale breedte van 20% van het gemiddelde). Uitgegaan is van een periode van zes jaar waarbinnen de metingen kunnen worden verricht: het beschikbare budget kan worden verdeeld over 6, 3, 2 of 1 jaar (meetfrequenties respectievelijk jaarlijks, tweejaarlijks, driejaarlijks of eens in de zes jaar).

De resultaten voor het bepalen van gemiddelde waarden staan samengevat in de tabellen 7 (bedekkingen) en 8 (soortenaantal). Uit de tabellen blijkt dat de bepaling van de gemiddelde bedekking over een bepaalde reeks van jaren het meest kosteneffectief is met een vergelijkbare opzet als voor monitoring van trends is gevonden: jaarlijks of tweejaarlijks op veel locaties met weinig PQ's per locatie. Het effectiviteitsverlies bij afwijkingen van het optimum (bij jaarlijks meten) is ook nu weer over een breed traject gering. Wel blijkt ook nu dat de oorspronkelijk geformuleerde meetdoelstellingen niet worden gehaald met het beschikbare budget.

De resultaten voor bepalingen van de gemiddelde relatieve frequentie (als maat voor het oppervlakteaandeel) per klasse staan in tabel 9 (bedekkingen) en 10 (soortenaantal). Voor deze bepalingen ligt de optimale opzet wel anders: weinig meetjaren (driejaarlijks) is hier optimaal, wel weer met veel locaties (ca. 70) en weinig PQ's per locatie (3). De dan gerealiseerde effectiviteit komt vrijwel overeen met de gewenste meetdoelstelling. Effectiviteitsverlies bij afwijkingen van het optimum is aanzienlijk, vooral bij jaarlijkse metingen.

STATISTISCHE EVALUATIE VAN HET MWTL-PLANTENMEETNET

Tabel 7. Kosteneffectiviteit van het bepalen van (meerjarige) gemiddelden van bedekkingklasse per PQ. Gerekend is met het overall gemiddelde van bedekkingklasse in de dataset (3.40), omgerekend naar bedekkingspercentage (13.4%). J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's, L1 en L2 zijn de grenzen van het 80%-betrouwbaarheidsinterval, L2-L1% = totale breedte van het interval als % van het gemiddelde.

A: theoretisch optimum

B: optima bij verschillende reële meetfrequenties

C: effectiviteit bij verschillende aantallen locaties bij jaarlijkse metingen.

	J	L	R	L1	L2	L2-L1%
A	4.2	33.7	2.9	10.4%	16.4%	46.0%
B	1.0	130.5	3.6	9.2%	18.1%	67.2%
	2.0	68.7	3.2	10.0%	16.9%	51.8%
	3.0	46.9	3.0	10.3%	16.5%	47.2%
	6.0	24.1	2.8	10.3%	16.5%	47.2%
C	6.0	10.0	12.1	9.8%	17.2%	56.5%
	6.0	12.0	9.5	9.9%	17.0%	53.4%
	6.0	14.0	7.6	10.1%	16.8%	51.3%
	6.0	16.0	6.2	10.1%	16.7%	49.7%
	6.0	18.0	5.1	10.2%	16.6%	48.6%
	6.0	20.0	4.2	10.3%	16.6%	47.8%
	6.0	23.0	3.2	10.3%	16.5%	47.3%
	6.0	28.0	1.9	10.3%	16.6%	47.8%
	6.0	33.0	1.1	10.1%	16.8%	51.3%

Tabel 8. Kosteneffectiviteit van het bepalen van (meerjarige) gemiddelden van soortenaantal per PQ. Gerekend is met het overall gemiddelde van soortenaantal in de dataset (2.94). J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's, L1 en L2 zijn de grenzen van het 80%-betrouwbaarheidsinterval, L2-L1% = totale breedte van het interval als % van het gemiddelde.

A: theoretisch optimum

B: optima bij verschillende reële meetfrequenties

C: effectiviteit bij verschillende aantallen locaties bij jaarlijkse metingen.

	J	L	R	L1	L2	L2-L1%
A	3.5	54.1	1.3	2.47	3.46	33.7%
B	1.0	177.4	1.6	2.32	3.67	46.0%
	2.0	92.6	1.4	2.44	3.50	36.2%
	3.0	62.9	1.3	2.47	3.46	33.9%
	6.0	32.1	1.2	2.44	3.50	36.0%
C	6.0	10.0	12.1	2.24	3.79	52.9%
	6.0	12.0	9.5	2.28	3.72	48.9%
	6.0	14.0	7.6	2.32	3.67	46.0%
	6.0	16.0	6.2	2.35	3.63	43.6%
	6.0	18.0	5.1	2.37	3.60	41.8%
	6.0	20.0	4.2	2.39	3.57	40.2%
	6.0	23.0	3.2	2.41	3.54	38.5%
	6.0	28.0	1.9	2.43	3.51	36.6%
	6.0	33.0	1.1	2.44	3.50	36.1%

STATISTISCHE EVALUATIE VAN HET MWTL-PLANTENMEETNET

Tabel 9. Kosteneffectiviteit van het bepalen van het (meerjarige) gemiddelde van de relatieve frequentie per bedekkingklasse. J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's, L1 en L2 zijn de grenzen van het 80%-betrouwbaarheidsinterval rond een 50%-gemiddelde, L2-L1% = totale breedte van het interval als % van het gemiddelde.

A: theoretisch optimum

B: optima bij verschillende reële meetfrequenties

C: effectiviteit bij verschillende aantallen locaties bij jaarlijkse metingen.

	J	L	R	L1	L2	L2-L1%
A	1.8	76.8	3.3	45.5%	54.5%	18.1%
B	1.0	120.7	4.1	45.3%	54.7%	19.0%
	2.0	69.6	3.1	45.5%	54.5%	18.2%
	3.0	50.2	2.6	45.3%	54.7%	18.8%
	6.0	28.3	1.9	44.6%	55.4%	21.7%
C	6.0	10.0	12.1	42.4%	57.6%	30.5%
	6.0	12.0	9.5	43.0%	57.0%	28.2%
	6.0	14.0	7.6	43.4%	56.6%	26.5%
	6.0	16.0	6.2	43.7%	56.3%	25.1%
	6.0	18.0	5.1	44.0%	56.0%	24.1%
	6.0	20.0	4.2	44.2%	55.8%	23.3%
	6.0	23.0	3.2	44.4%	55.6%	22.4%
	6.0	28.0	1.9	44.6%	55.4%	21.8%
	6.0	33.0	1.1	44.4%	55.6%	22.6%

Tabel 10. Kosteneffectiviteit van het bepalen van het (meerjarige) gemiddelde van de relatieve frequentie per soortenaantalsklasse. J = aantal meetjaren, L = aantal locaties, R = aantal PQ's, L1 en L2 zijn de grenzen van het 80%-betrouwbaarheidsinterval rond een 50%-gemiddelde, L2-L1% = totale breedte van het interval als % van het gemiddelde.

A: theoretisch optimum

B: optima bij verschillende reële meetfrequenties

C: effectiviteit bij verschillende aantallen locaties bij jaarlijkse metingen.

	J	L	R	L1	L2	L2-L1%
A	2.3	66.4	2.5	44.3%	55.7%	22.8%
B	1.0	129.1	3.6	43.7%	56.3%	25.4%
	2.0	74.1	2.7	44.3%	55.7%	22.8%
	3.0	53.2	2.2	44.2%	55.8%	23.0%
	6.0	29.7	1.6	43.5%	56.5%	26.0%
C	6.0	10.0	12.1	40.6%	59.4%	37.5%
	6.0	12.0	9.5	41.3%	58.7%	34.6%
	6.0	14.0	7.6	41.9%	58.1%	32.4%
	6.0	16.0	6.2	42.3%	57.7%	30.8%
	6.0	18.0	5.1	42.6%	57.4%	29.4%
	6.0	20.0	4.2	42.9%	57.1%	28.3%
	6.0	23.0	3.2	43.2%	56.8%	27.1%
	6.0	28.0	1.9	43.5%	56.5%	26.1%
	6.0	33.0	1.1	43.4%	56.6%	26.4%

6 CONCLUSIES, DISCUSSIE EN AANBEVELINGEN

6.1 Conclusies

We komen voornamelijk tot de volgende puntsgewijze conclusies ten aanzien van kosteneffectiviteit.

Meetdoel 'trenddetectie'

- De geformuleerde kwantitatieve meetdoelstellingen voor trenddetectie blijken niet haalbaar, vooral de korte gewenste detectietermijn van 6 jaar is hier debet aan.
- Bij een langere detectietermijn van 12 jaar wordt realisatie van de overige specificaties in de meetdoelstelling veel dichter benaderd: voor gemiddelde veranderingen van één bedekkingklasse of afnamen van 35% in soortenaantal wordt een detectiekans van 80% gerealiseerd.
- De optimale opzet van het meetnet voor het doel 'trenddetectie' komt voor beide onderzochte variabelen bij het huidige budget neer op jaarlijks meten op een gering aantal PQ's per locaties (2 à 3) op een groot aantal locaties (ca. 25) per waterlichaam. Een en ander is wel mede afhankelijk van de gebruikte kostenvariant: berekende optima variëren van 20 locaties met elk 4 PQ's tot 136 locaties met elk één PQ.
- Afwijkingen van het optimum door een lagere meetfrequentie geeft direct (bij tweejaarlijkse metingen) een zeer sterke reductie van de effectiviteit: detectiekansen worden bij een range van relevante trends vrijwel gehalveerd.
- Afwijkingen van dit optimum geven over een breed traject een slechts gering verlies aan effectiviteit: bij verhoging van het aantal PQ's tot ca. 8 per locatie (en dus minder locaties: ca. 14) is het effectiviteitsverlies nog minder dan 5%.
- PQ's die dicht bij elkaar liggen leveren minder extra informatie dan PQ's verder van elkaar weg. Voor het meetdoel 'trenddetectie' ligt de grens ongeveer bij 200 m: in situaties met tussenafstanden kleiner dan 200 m is er sprake van een (te) grote onderlinge afhankelijkheid van de metingen en zijn de resultaten van de effectiviteitsberekeningen niet geldig.

Meetdoel 'toestandsbepaling'

- De geformuleerde kwantitatieve meetdoelstellingen voor toestandsbepaling blijken haalbaar voor het frequentiepercentage (als maat voor het oppervlakteaandeel) per diepteklasse, maar niet voor een beschrijving van de toestand in termen van een algemeen gemiddelde.
- De optimale opzet voor het doel 'toestandsbepaling' is afhankelijk van de gebruikte variabele: bij de bepaling van gemiddelden over PQ's wijkt het optimum niet erg af van dat voor het doel 'trenddetectie', en is het effectiviteitsverlies bij jaarlijks meten gering. Bij bepaling van het frequentiepercentage per klasse is – uitgaande van meetperiodes van zes jaar – de optimale opzet: driejaarlijkse metingen op een 70-tal locaties met 3 PQ's per locatie. Effectiviteitsverlies bij jaarlijks meten op minder locaties is substantieel.
- Voor het meetdoel 'toestandsbepaling' ligt de onderlinge afstand tussen PQ's waarop de metingen minder extra informatie leveren rond de 400 meter. De resultaten van de effectiviteitsberekeningen zijn alleen geldig voor situaties met tussenafstanden vanaf 400 m.

6.2 Discussie

In de voorgaande hoofdstukken zijn de bestaande data van het waterplantenmeetnet, onderdeel van het monitoringprogramma Waterstaatkundige Toestand des Lands (MWTL) van het RIZA, geanalyseerd en de resultaten gebruikt bij kosteneffectiviteitsberekeningen ten behoeve van een eventuele aanpassing van de ruimtelijke en temporele opzet van het meetnet. In dat kader is het van belang om nog eens kritisch te kijken naar het uitgevoerde werk en de daarbij gehanteerde methoden. We beperken ons daarbij tot een puntsgewijze behandeling van de keuzen en aannamen die specifiek voor dit onderzoek zijn gedaan. Meer basale en algemene discussiepunten, zoals het gebruik van variantieanalysestechnieken voor tijdreeksanalyse, zijn elders al voldoende besproken.

De formulering van de meetdoelstellingen voor toestandsbepaling laten in het midden of deze gelden voor een – arbitrair vastgesteld – peiljaar of voor een langjarig gemiddelde. Wij hebben ons bij de uitwerking alleen gericht op toestandsbepaling als langjarig gemiddelde, omdat onzes inziens dat hetgeen is dat voor beleid en beheer het meest relevant is. Bij bepaling van de toestand in peiljaar X speelt het toevalseffect ('goede' en 'slechte' jaren) een te grote rol. Uit de door ons geschatte variantie blijkt dit jaareffect voor een gemiddelde afwijking van 15% tot 20% van het langjarig gemiddelde verantwoordelijk: de uitkomsten van twee verschillende peiljaren kunnen dus – puur door toeval – gemakkelijk 30 á 40% van elkaar verschillen. In principe gaat het in die gevallen dus om een bepaling van het langjarige gemiddelde *plus* het toevallige effect van peiljaar X. Overigens is het zo dat – indien er toch gekozen zou worden voor peiljaren – de optimale combinatie van aantal locaties per waterlichaam en aantal PQ's per locatie dezelfde zijn als door ons berekend voor $J=1$ (tabellen 7 t/m 10). De effectiviteit in termen van de nauwkeurigheid van betrouwbaarheid waarmee de bepaling plaatsvindt, is echter wel verschillend. Enige vlugge berekeningen leren dat de nauwkeurigheid een factor 2 á 3 toeneemt (reductie van de breedte van het betrouwbaarheidsinterval met 50 á 65%) en daarmee wel in de buurt komen van de oorspronkelijk gewenste meetdoelstellingen. Het blijft onzes inziens echter een weliswaar redelijk nauwkeurige bepaling, maar wel van een vrij toevallige waarde.

Een volgend punt van discussie betreft de keuzen die bij de variantieschattingen zijn gemaakt. Het gaat om het gebruik van slechts een deel van de dataset en de gebruikte methode voor de schatting van het meetfout-aandeel in de residuële variantie bij de analyse van de frequenties per klasse.

Het gebruik van slechts een deel van de dataset is gemotiveerd vanuit de volledigheid van het gebruikte deel: slechts door een dergelijke selectie kon een evenwichtige dataset met weinig missende waarden worden samengesteld. De achterliggende aanname is natuurlijk dat het 'weggelaten' deel zich niet systematisch onderscheidt van het gebruikte deel. Dat is dan vooral daar waar de data van hele waterlichamen zijn weggelaten van belang. Het is niet onwaarschijnlijk dat de verschillende typen meren zich wel van elkaar onderscheiden wat betreft de processen die liggen achter de data, en daarmee achter de variabiliteit daarin. In hoeverre dit ook echt zo is kon binnen dit onderzoek niet worden achterhaald: waarschijnlijk zijn de schattingen per individueel waterlichaam te onnauwkeurig om hierover uitspraken te kunnen doen. Omdat het om methodologische redenen handig is om in alle waterlichamen dezelfde ruimtelijke en temporele opzet te kiezen, is dit echter eigenlijk geen probleem en is het wellicht beter om te werken met over verschillende waterlichamen gemiddelde schatters.

Een meer discutabel onderdeel van de variantieschattingen betreft de methode gebruikt om het 'meetfoutdeel' te onderscheiden van het 'ecologisch deel' van de residuële variantie bij analyse van de frequenties per klasse. De methode is gebaseerd op een binomiale meetfout, waarbij is

aangenomen dat de individuele bepalingen (PQ's) onderling onafhankelijk zijn. Eerder was al duidelijk dat dit niet het geval is: ruimtelijke autocorrelaties tussen PQ's zijn gevonden op onderlinge afstanden tot 400 m. Daardoor is de werkelijke meetfout kleiner, en dus het ecologische aandeel groter, dan hier is geschat. Voor het berekenen van de effectiviteit van een toekomstige opzet is de aanname wel terecht: we kunnen immers hier wel uitgaan van een grotere onderlinge afstand tussen PQ's. De variantie voor locatiespecifieke jaar-op-jaar-fluctuaties is echter wel blijvend onderschat. Omdat ook de maximaal mogelijke variantie echter relatief klein is, is de invloed hiervan gering: een kleine vermindering van de effectiviteit (<1%) en een geringe verdere verschuiving van het optimum richting meer locaties.

Dat laatste geldt ook voor berekeningen gebaseerd op de beide andere kostenvarianten: lagere overhead per locatie (en dus hogere kosten per PQ-meting) leidt tot optima met meer locaties en minder PQ's per locatie. Door het brede traject waarin effectiviteitsverlies gering is zou uitgebreide doorrekening hiervan waarschijnlijk niet tot erg andere aanbevelingen leiden. Hoewel de kostenvariant 1 (€150 per locatie en €40 per gemeten PQ) onzes inziens een realistische schatting is, blijft het wel een schatting van achter het bureau. Uiteindelijk zal de instantie die de metingen betaald gaat uitvoeren akkoord moeten gaan met uitvoering van de voorstellen voor een afgesproken bedrag.

Concluderend lijken er geen redenen om de conclusies bij te stellen. Om hieruit echter één op één aanbevelingen op te baseren is een ander verhaal. Discussie is nodig wat betreft

- de aantallen locaties en PQ's in combinatie met de te hanteren onderlinge afstand,
- de mogelijkheid om een 'dubbel' systeem te ontwerpen, met jaarlijkse metingen op een beperkt aantal locaties en/of PQ's en uitgebreidere metingen in peiljaren,
- de in de praktijk te hanteren stratificatie op basis van waterdiepte en, last but not least,
- de effecten van trendbreuk bij grove herziening van de opzet van het meetnet.

Op basis van de conclusies zou een aanbeveling zijn om jaarlijks op een 20-tal locaties met een 4-tal PQ's per locatie en per waterdiepteklasse de metingen te verrichten, met een onderlinge afstand van minimaal 400 meter tussen de PQ's om voor beide type meetdoelstellingen aan de eisen van onderlinge onafhankelijkheid te voldoen. Daarvoor is echter minimaal een oppervlak van 4 (PQ's) x 20 (locaties) x 400 x 400 m² = ruim 1250 hectare per waterdiepteklasse nodig: een dergelijke opzet is in de meeste waterlichamen dus niet te verwezenlijken.

De enige mogelijkheid is om de onderlinge afstand te verkleinen. Daarbij moet worden opgemerkt dat de eis van onderlinge onafhankelijkheid geldt voor zuivere toetsing van trends en een zuivere berekening van betrouwbaarheidsintervallen. De schatting (van trends, gemiddelden e.d.) blijft ook bij onderling afhankelijke gegevens zuiver. Wat betreft de betrouwbaarheidsintervallen bij toestandsbepaling geldt dat deze breder worden dan door ons berekend op basis van onderlinge onafhankelijkheid. Daar staat echter een ander effect tegenover: de berekeningen zijn namelijk ook gebaseerd op de veronderstellingen van een steekproef uit een in theorie oneindige populatie. Door het beperkte beschikbare oppervlak (en juist in combinatie met de sterke ruimtelijke correlaties op kortere afstand) is te beargumenteren dat we hier met een eindige populatie te maken hebben. De variantie van het gemiddelde van een steekproef is in dat geval juist weer kleiner dan door ons berekend⁴⁾. Voor de berekeningen voor het meetdoel trenddetectie geldt dit in veel mindere mate, omdat de variabiliteit daarbij voor een groot deel mede afkomstig is toevallige fluctuaties in de tijd: die

⁴⁾ met als extreem bemonstering van de hele populatie: de steekproefvariantie is dan nul!

kunnen worden geacht afkomstig te zijn uit een oneindige populatie. Op basis van deze overwegingen zou de voor het meetdoel 'toestandsbepaling' berekende minimale onderlinge afstand van 400 meter verzacht kunnen worden.

In het verlengde hiervan kan ook de mogelijkheid voor een 'dubbel' systeem worden beschouwd, met jaarlijkse metingen op een beperkt aantal locaties en/of PQ's en uitgebreidere metingen in peiljaren. Voor de uitgebreidere metingen in peiljaren speelt de beperking van het beschikbare oppervlak immers eens te meer. Bovendien betekent een dergelijke aanpak in principe toch een verdeling van de capaciteit over twee, weliswaar gekoppelde, maar toch verschillende meetsystemen. Elk systeem op zich zal dan minder kosteneffectief zijn dan de door ons doorgerekende varianten. Dit effectiviteitsverlies zal slechts in beperkte mate kunnen worden gecompenseerd door de koppeling. Een 'dubbel' systeem kan dan ook niet worden aanbevolen.

Voor aanbevelingen voor de te onderscheiden waterdiepteklassen gelden de algemene vuistregels voor stratificatie (en niet zozeer de in dit onderzoek onderscheiden klassen): versmalling van de klassen verhoogt de nauwkeurigheid en betrouwbaarheid maar beperkt het geldigheidsgebied. Gebaseerd op visuele beoordeling van de figuren 1 en 2 uit dit rapport zou een gulden middenweg kunnen zijn het onderscheid in diepteklassen 30-120cm en 150-240cm voor M14/M21 wateren. Voor M20 wateren zou gekozen kunnen worden voor 60-180cm en 240-360cm. Het verschil tussen beide indelingen hangt samen met de maximale diepte waarop watervegetatie verwacht mag worden: die 'begroeibare ondergrens' hangt onder andere samen met de natuurlijke trofie-graad en het natuurlijke doorzicht van het water en verschilt dus tussen de verschillende watersysteemtypen, zoals ook moge blijken uit de hier eerder gepresenteerde data (figuren 1 en 2, pagina 16 en 17). Hoewel het wellicht niet praktisch is om voor ieder watertype een aparte stratificatie te hanteren, zijn daarvoor dus wel methodologische argumenten aan te voeren. De uiteindelijke keuzen voor stratificaties op waterdiepten kunnen echter niet alleen op de resultaten van ons onderzoek worden gebaseerd.

Een laatste discussiepunt betreft de effecten van een trendbreuk bij aanpassingen van de huidige opzet. Door een keuze voor (veel) meer locaties – en vooral random gekozen locaties – is te verwachten dat er een sprong zal gaan optreden in de reeks van jaargemiddelden, te meer daar de huidige set van locaties niet willekeurig lijkt te zijn gekozen. Minimalisatie van dit kan alleen door alle bestaande locaties ook in de nieuw opzet op te nemen. Daarmee kunnen de oude en nieuwe tijdreeksen enigszins aan elkaar worden gekoppeld. Hoe groot de trendbreuk in praktijk zal zijn valt echter op basis van ons onderzoek niet te voorspellen. Overigens pleit deze aanpak er wel voor om als onderlinge afstand tussen PQ's van een locatie 200 meter aan te houden. Daarmee kunnen waarschijnlijk voldoende PQ's van de huidige locaties worden meegenomen.

6.3 Aanbevelingen.

We komen tot de volgende concrete aanbevelingen.

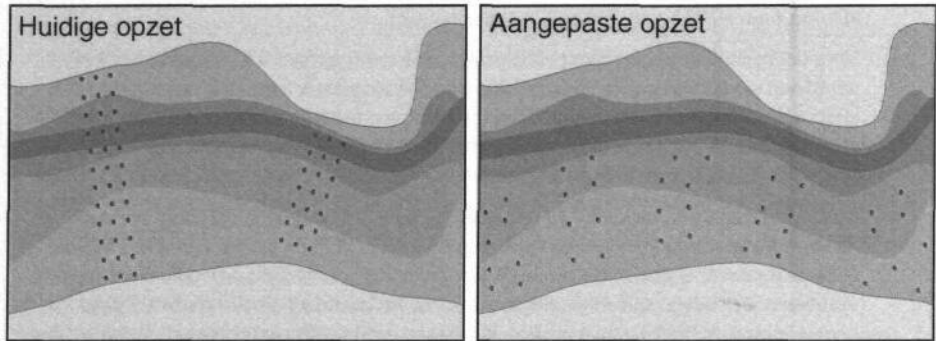
Betreffende de veldmethode:

- Het gebruik om al in het veld de geschatte bedekkingen te reduceren tot bedekkingklassen dient te worden heroverwogen. Het draagt niet bij aan de oplossing van de aan veldwerk inherente problemen (onnauwkeurigheid van schattingen, waarnemersverschillen) en geeft in de fase van statistische analyse lastige problemen.

Betreffende de ruimtelijke en temporele opzet:

- Om de onderlinge onafhankelijkheid van de metingen te garanderen moeten voor het meetdoel trenddetectie de PQ's op een onderlinge afstand van minimaal 200 meter worden gekozen. Voor het meetdoel 'toestandsbepaling' is deze afstand 400 m, maar dat is in de praktijk wellicht niet haalbaar, en ook minder nodig. Aanbevolen wordt een **onderlinge afstand tussen PQ's van 200 meter** aan te houden.
- Voor het meetdoel 'trenddetectie' is de optimale meetfrequentie 1 x per jaar, voor het meetdoel 'toestandsbepaling' ligt de optimale meetfrequentie lager. De verminderde effectiviteit voor dit laatste meetdoel bij jaarlijkse metingen is veel geringer dan het effectiviteitsverlies voor trenddetectie bij minder vaak meten. Aanbevolen wordt om de opzet met **jaarlijkse metingen** te handhaven.
- Optimale ruimtelijke allocatie van middelen bij jaarlijkse metingen verschilt wel sterk van de huidige opzet: in plaats van de huidige gemiddelde 28 PQ's op een vijftal locaties per waterlichaam per diepteklasse is een grotere spreiding van de metingen over meer locaties veel beter voor alle meetdoelen. Afhankelijk van het meetdoel en de variabele liggen optima tussen ca. 30 locaties met elk 1 PQ (30 x 1) en ca. 20 locaties met elk 4 PQ's (20 x 4). Om in verband met een trendbreuk de overlap tussen het huidige meetnet en het meetnet nieuwe stijl niet al te klein te laten zijn moet het kiezen voor een maximaal aantal locaties met elk één PQ worden afgeraden. Ook beperkt een dergelijk variant toekomstige variantieschattingen (en dus verdere optimalisaties) omdat er op het laagste niveau dan geen replicaties meer zijn. Bovendien blijkt het effectiviteitsverlies bij afwijkingen van het optimum over een breed traject beperkt te zijn. Op basis van deze overwegingen kan worden aanbevolen te kiezen voor een **locatie x PQ-opzet van 20 x 4, 18 x 5 of 16 x 6** per waterdiepteklasse. Dat betekent dus een lay-out met een **locatie x PQ-opzet van 20 x 8, 18 x 10 of 16 x 12** waarbij de PQ's per locatie gelijkmatig over twee waterdiepteklassen worden verdeeld.
- Voor aanbevelingen voor de te onderscheiden waterdiepteklassen gelden de algemene vuistregels voor stratificatie. Gebaseerd op visuele beoordeling van de figuren 1 en 2 uit dit rapport zou een gulden middenweg kunnen zijn het onderscheid in diepteklassen 30-120cm en 150-240cm voor M14/M21 wateren. Voor M20 wateren zou gekozen kunnen worden voor 60-180cm en 240-360cm. Dit kunnen echter geen harde aanbevelingen zijn.
- Om de effecten van een trendbreuk bij overgang naar een nieuwe opzet te minimaliseren zouden in ieder geval ook de huidige locaties met een selectie van PQ's onderdeel van het meetnet nieuwe stijl moeten zijn.

De belangrijkste aanbevelingen zijn schematisch in figuur 11 weergegeven.



Figuur 11. Schematische representatie van de aanbevelingen: meer lokaties en minder PQ's per lokatie, PQ's op grotere onderlinge afstand, alle bestaande lokaties handhaven (wel met minder PQ's) i.v.m. minimalisering van trendbreuk-effecten.

7 LITERATUUR

- Berg, M. van de, W. Jooisse & H. Coops (concept). A statistical model predicting the occurrence and dynamics of submerged macrophytes in shallow lakes in the Netherlands.
- Coops, H. (1991). Biologische Monitoring Zoete Rijkswateren. Operationele uitwerking: water- en oevervegetatie. Werkdocument 91.152CX. RIZA, Lelystad.
- Haye, M.A.A. de la (1996). Biologische monitoring Zoete Rijkswateren; Operationele uitwerking: Waterplanten en ecotopen. Werkdocument 96.004X. RIZA, Lelystad.
- Orleans, A.B.M. en P. Vos (1997). Evaluatie van het weidevogelmeetnet van de provincie Zuid-Holland - Analyse van de gegevens van 1990-1995 en evaluatie van de opzet. Uitgave Milieubiologie R. U. Leiden. Rapport 97-03. ISBN 90-72726-36-7. Leiden, juli 1997, 67 pp. + bijlagen.
- Strien, A.J. van, R. van de Pavert, D. Moss, T.J. Yates, C.A.M. van Swaay and P. Vos (1997). The statistical power of two butterfly monitoring schemes to detect trends. *Journal of Applied Ecology* 34: 817-828.
- Vos, P., E. Meelis en W.J. ter Keurs (1993). Natuur- en milieumeetnetten voor het beleid. Deel 2. Een methode voor de optimalisatie van het verzamelen van gegevens. 2^{de} verbeterde druk. Uitgave Milieubiologie R.U.Leiden. Februari 1993. 131 pp. + bijlagen.
- Vos, P. (1997). De effectiviteit van het Biologisch Meetnet Groningen - Vegetatie-metingen. Uitgave Milieubiologie R.U.Leiden. Rapport 97-04. Leiden, december 1997, 11 pp. + bijlagen.
- Vos, P. (1998). Monitoring van de natuurresultaten van het experiment agrarisch natuurbeheer in het Groene Hart - Advies voor de opzet van een meetnet. Uitgave Milieubiologie Leiden. Leiden, november 1998, 25 pp.
- Vos, P., E. Meelis, W.J. ter Keurs (2000). A Framework for the Design of Ecological Monitoring Programs as a Tool for Environmental and Nature Management. *Environmental Monitoring and Assessment* 61: 317-344.
- Vos, P., E. Meelis, W.J. ter Keurs (concept). Statistical analysis and power in ecological monitoring based on analysis of variance en linear regression.