

Monitoringstrategie voor de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied



# Monitoringstrategie voor de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied

Anticiperen op de Europese Kaderrichtlijn Water

Martin Knotters

Alterra-rapport 1227

Alterra, Wageningen, 2005

## REFERAAT

M. Knotters, 2005. *Monitoringstrategie voor de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied; anticiperen op de Europese Kaderrichtlijn Water*. Wageningen, Alterra, Alterra-rapport 1227. 59 blz.; 3 fig.; 2 tab.; 15 ref.

De Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) stelt eisen aan de kwaliteit van het oppervlaktewater. Monitoring is nodig om te kunnen beoordelen of melkveebedrijven in het veenweidegebied nu al voldoen aan deze eisen. Een aselechte, synchrone ruimte-tijdsteekproef wordt ontworpen voor het toetsen van ruimte-tijdgemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal gedurende het zomerhalfjaar aan de KRW-normen. Daarnaast wordt een aselechte steekproef in de tijd ontworpen voor het toetsen van netto hoeveelheden N-totaal en P-totaal die melkveebedrijven afgeven aan het regionale watersysteem.

Trefwoorden: waterkwaliteit, *t*-toets, N-totaal, P-totaal, steekproeven, operationele monitoring, compliance monitoring

ISSN 1566-7197

Dit rapport kunt u bestellen door € 15,- over te maken op banknummer 36 70 54 612 ten name van Alterra, Wageningen, onder vermelding van Alterra-Rapport 1227. Dit bedrag is inclusief BTW en verzendkosten.

© 2005 Alterra  
Postbus 47; 6700 AA Wageningen; Nederland  
Tel.: (0317) 474700; fax: (0317) 419000; e-mail: [info.alterra@wur.nl](mailto:info.alterra@wur.nl)

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

Alterra aanvaardt geen aansprakelijkheid voor eventuele schade voortvloeiend uit het gebruik van de resultaten van dit onderzoek of de toepassing van de adviezen.

# Inhoud

Woord vooraf	7
Samenvatting	9
1 Inleiding	13
1.1 Achtergrond	13
1.2 Probleemstelling	14
1.3 Doelstelling	14
1.4 Opbouw van het rapport	14
2 Ontwerp van een monitoringstrategie	17
2.1 Inleiding	17
2.2 Monitoring en de Europese Kaderrichtlijn Water	17
2.3 Schema voor monitoring	19
3 Keuze voor een design-based monitoringstrategie	25
3.1 Schatting van ruimte-tijdgemiddelden	25
3.1.1 Statisch, synchroon of roterend design?	25
3.1.2 Keuze voor een designtype	25
3.2 Schatting van afgegeven hoeveelheden	27
4 Benodigd aantal monsters	29
4.1 Schatting van ruimte-tijdgemiddelden	29
4.2 Schatting van afgegeven hoeveelheden	34
5 Statistische verwerking	35
5.1 Inleiding	35
5.2 Schatting van ruimte-tijdgemiddelde concentraties	35
5.3 Schatting van afgegeven hoeveelheden	36
5.4 Toetsing aan KRW-normen	36
6 Conclusies en aanbevelingen	39
6.1 Conclusies monitoringstrategie	39
6.2 Aanbevelingen monitoringstrategie	40
6.3 Overige aanbevelingen	41
Literatuur	43
Bijlage 1 Tijdstippen monsternamen	45
Bijlage 2 Stratificatie van sloten, stratumgewichten	47
Bijlage 3 Locaties van de slootmonsters	49
Bijlage 4 Veldprotocollen	51
B4.1 Inleiding	51
B4.2 Veldprotocol voor ruimte-tijdgemiddelden	51
B4.3 Veldprotocol voor ‘geleverde hoeveelheden’	52
Bijlage 5 Procedures voor het mengen van monsters	55

	B5.1	Menging voor ‘ruimte-tijdgemiddelden’	55
	B5.2	Menging voor het bepalen van ‘geleverde hoeveelheden’	55
Bijlage 6		Toelichting bij de bestanden	57
Bijlage 7		Bemonstering voor een ‘doe-het-zelftest’	59
	B7.1	Inleiding	59
	B7.2	Selectie van waarnemingslocaties	59

## Woord vooraf

‘Het halve werk is een goed begin’ luidt het motto van de studie waarvan dit rapport verslag doet. Het werk zit hem in het ontwikkelen van een goed doordachte monitoringstrategie. Hierbij wordt het gehele monitoringtraject, inclusief statistische verwerking en gevolgtrekking, in één keer gepland, door te beginnen met een definitie van het eindresultaat en vervolgens terug te redeneren. Het ontwerpen van een monitoringstrategie mag dan arbeidsintensief zijn, het is wel buitengewoon nuttig werk, want er kunnen fikse teleurstellingen en tegenvallers mee worden voorkomen. Fouten die in het begin van een monitoringproject zijn gemaakt blijken immers gedurende of na de monitoring vaak niet meer te kunnen worden teruggedraaid, waardoor vragen niet of onvoldoende worden beantwoord. De aanpak voor de ontwikkeling van monitoringstrategieën die in deze studie wordt gevolgd is ontleend het handboek ‘Sampling for Natural Resource Monitoring’. Aan dit boek leggen de auteurs J.J. de Gruijter, D.J. Brus, M.F.P. Bierkens en ondergetekende momenteel de laatste hand. Deze studie is een van de eerste praktijktoepassingen.

De aanleiding voor deze studie waren vragen met betrekking tot waterkwaliteit en het wel of niet halen van waterkwaliteitsnormen op bedrijfsniveau in de projecten “Onderzoek naar het melkveebedrijf Spruit in Zegveld” en “Boeren en de Kaderrichtlijn Water”. Deze projecten worden uitgevoerd in opdracht van het Ministerie van LNV onder het beleidsondersteunende onderzoek, respectievelijk “Mest en Mineralen” en “Vitaal Landelijk Gebied”. Deze studie is door de beide projecten gefinancierd.

Joost Heijkers (Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden) bedank ik voor de gegevens over de slootpatronen die hij mij beschikbaar stelde. Ik ben Bram de Vos (Alterra) en Idse Hoving (ASG) erkentelijk voor hun hulp bij de projectdefinitie en de rapportage. Gertie Arts (Alterra), Christy van Beek (Alterra) en Wim Chardon (Alterra) gaven mij waardevolle adviezen op het gebied van de chemie van het oppervlaktewater. De inzet van Igor Staritsky (Alterra) bij de loting van de locaties was van grote waarde. Ook vervaardigde hij de kaarten en bestanden die nodig zijn voor de uitvoering van het veldwerk, waarvoor mijn dank. Jaap de Gruijter en Dick Brus (Alterra) ben ik dank verschuldigd voor hun adviezen op het gebied van steekproeftheorie. Frank van der Bolt (Alterra) bedank ik voor het kritisch doorlezen van het concept en het verschaffen van de broodnodige helderheid in een wereld waarin het begrip ‘Kaderrichtlijn Water’ als een mantra rondzingt.

Wageningen, najaar 2005,

Martin Knotters





## Samenvatting

Sinds 22 december 2000 is de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht, die ertoe moet leiden dat in 2015 het oppervlaktewater van goede kwaliteit is. Vanaf 2009 moeten alle maatregelen worden genomen die nodig zijn om de doelen van de richtlijn te bereiken. De betekenis van de KRW voor melkveebedrijven in het veenweidegebied hangt af van de mate waarin de kwaliteit van het oppervlaktewater bij de huidige bedrijfsvoering voldoet aan de KRW-normen. Om te kunnen beoordelen of de oppervlaktewaterkwaliteit aan de KRW-normen voldoet, en om te kunnen beoordelen hoe oppervlaktewaterkwaliteit zich in de toekomst ontwikkelt ten aanzien van deze normen, is het noodzakelijk om de kwaliteit te monitoren. Een belangrijke vraag is welke monitoringstrategie moet worden gevolgd om de oppervlaktewaterkwaliteit betrouwbaar te toetsen aan de KRW-normen. Omdat de KRW-normen nog niet door de waterschappen zijn vastgesteld, wordt in deze verkennende studie uitgegaan van de MTR-waarden die in het vierde Natuur- en Milieubeleidsplan worden genoemd voor een goede ecologische waterkwaliteit (MTR=maximaal toelaatbaar risico): de gemiddelde concentratie in het zomerhalfjaar mag voor N-totaal maximaal 2.2 mg/l zijn en voor P-totaal maximaal 0.15 mg/l.

Het doel van dit onderzoek is om een strategie voor *compliance* of *operational monitoring* te ontwerpen waarmee betrouwbaar getoetst kan worden of de kwaliteit van het oppervlaktewater bij melkveebedrijven in het veenweidegebied al voldoet aan de KRW-normen. De monitoringstrategie wordt ontworpen voor twee bedrijven in het veenweidegebied: het bedrijf van de familie Spruit te Zegveld en het Praktijkcentrum Zegveld. Dit onderzoek richt zich op de ruimte-tijdgemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal in het oppervlaktewater gedurende het zomerhalfjaar en de netto hoeveelheden N-totaal en P-totaal die door melkveebedrijven worden afgegeven aan het regionale afwateringssysteem.

De Kaderrichtlijn Water verplicht de lidstaten programma's op te stellen voor de monitoring van de watertoestand, teneinde een samenhangend totaalbeeld te krijgen van de watertoestand binnen elk stroomgebiedsdistrict, en geeft aan volgens welke voorschriften deze monitoring plaats moet vinden. De richtlijn maakt hierbij onderscheid in status- en trendmonitoring, operationele monitoring, monitoring voor nader onderzoek en monitoring in beschermde gebieden. De Kaderrichtlijn Water vereist dat in de stroomgebiedsbeheersplannen schattingen worden vermeld van de betrouwbaarheid en precisie van de informatie die met het monitoringsysteem is verkregen. Dit maakt het ontwerpen en toepassen van statistisch onderbouwde strategieën noodzakelijk. De monitoringaspecten van de Kaderrichtlijn zijn nader uitgewerkt in een Europese Guidance en in diverse nationale leidraden. De Europese Guidance adviseert om bij *operational* of *compliance* monitoring *design based* strategieën toe te passen. Bij het ontwerpen van een monitoringstrategie voor de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied sluiten wij aan bij de voorschriften in de Kaderrichtlijn Water, de Europese Guidance, de

ationale Leidraden Monitoring van de Commissie Integraal Waterbeheer en het nationale Handboek Kaderrichtlijn Water.

De monitoringstrategieën worden ontworpen door de fasen van veldwerk tot en met statistische gegevensverwerking in één keer te plannen, waarbij aan het eind wordt begonnen, namelijk de schatting van de doelgrootheden, en vervolgens terug wordt geredeneerd. Volgens deze aanpak is voor het toetsen van ruimte-tijdgemiddelde concentraties aan KRW-normen een monitoringstrategie ontworpen waarbij monsters van het oppervlaktewater worden genomen volgens een tweetrapssteekproef met een synchroon design. Hierbij wordt op  $n$  aselekt geselecteerde tijdstippen op  $m$  aselekt geselecteerde locaties een monster genomen. Om een goede temporele en ruimtelijke spreiding te bereiken wordt zowel temporeel als ruimtelijk gestratificeerd. Voor toetsing van de afgegeven hoeveelheden N-totaal en P-totaal is een strategie ontwikkeld waarbij op  $n$  aselekt geselecteerde tijdstippen op de locaties waar water het bedrijf in- uitstroomt een meting van concentratie en debiet plaatsvindt. De tijdstippen zijn voor wat het zomerhalfjaar betreft dezelfde als bij de monitoring voor toetsing van ruimte-tijdgemiddelde concentraties.

Uit de analyse van het benodigde aantal monsters voor het toetsen van ruimte-tijdgemiddelde concentraties aan KRW-normen blijkt dat vaker meten tot hogere nauwkeurigheid leidt dan op meer locaties meten. Het risico dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat de ruimte-tijdgemiddelde concentraties niet voldoen aan de KRW-normen dient klein te zijn. Dit risico houdt voor de melkveehouder in dat er ten onrechte beperkingen in de bedrijfsvoering kunnen worden opgelegd. Als dit risico maximaal 0.2 mag zijn voor N-totaal, en een afwijking ten opzichte van de KRW-norm voor N-totaal van tenminste 0.33 mg/l (15 %) relevant is, dan zou op tenminste 15 à 17 tijdstippen moeten worden gemeten, op telkens tenminste 50 locaties per bedrijf. Het verzamelen van de monsters in het veld blijkt de voornaamste kostenpost te zijn; laboratoriumanalyses zijn relatief goedkoop omdat kan worden volstaan met de analyse van mengmonsters, mits bij de menging rekening wordt gehouden met de proporties van de strata waaruit de monsters afkomstig zijn. Geadviseerd wordt te streven naar tenminste vijf meettijdstippen per twee maanden. Toetsing van de ruimte-tijdgemiddelde concentratie P-totaal in het zomerhalfjaar blijkt in deze *case study* niet mogelijk te zijn tegen redelijke kosten, als een afwijking van 0.0225 mg/l (15 %) ten opzichte van de MTR-waarde van 0.15 mg/l voor P-totaal relevant is. Het aantal te selecteren zou dan circa 180 moeten bedragen om een onderscheidingsvermogen van 0.8 te kunnen realiseren. Als een overschrijding van de MTR-waarde van tenminste 50 % moet worden aangetoond, dan kan in deze *case study* voor P-totaal worden getoetst met een onderscheidingsvermogen van 0.8, bij dezelfde meetinspanning als voor N-totaal, namelijk 15 tot 17 tijdstippen en tenminste 50 locaties per tijdstip.

Voorlopig kan worden geconcludeerd dat bij bemonstering op 15 meettijdstippen per zomerhalfjaar en op tenminste 50 locaties per meettijdstip, het risico van foute conclusies ten aanzien van de ruimte-tijdgemiddelde concentratie N-totaal aanvaardbaar is. Voorts kan worden geconcludeerd dat de ontwikkelde monitoringstrategie voldoet aan hetgeen de Kaderrichtlijn Water voorschrijft voor

operationele monitoring, en aansluit bij de Europese en nationale leidraden en handboeken. Aanbevolen wordt het benodigd aantal waarnemingen opnieuw te berekenen als er na een zomerhalfjaar nieuwe, nauwkeurige informatie beschikbaar is over de variatie van concentraties N-totaal en P-totaal. Verder wordt aanbevolen om te onderzoeken of bij monitoring van afwateringseenheden in plaats van individuele bedrijven de nauwkeurigheid zich gunstiger verhoudt tot het budget. Een ander argument dat pleit voor monitoring van afwateringseenheden in plaats van individuele bedrijven is dat zich dan niet de vraag voordoet aan welk bedrijf de kwaliteit van het water in een grenssloot moet worden toegerekend. \*)

In het huidige ontwerp van een monitoringstrategie is geen gebruik gemaakt van hulpinformatie. Onderzocht zou moeten worden of met behulp van zogenaamde regressieschatters gerichte waarnemingen, die voor andere doeleinden zijn verricht, kunnen worden aangewend om de nauwkeurigheid van de toets te verhogen. Ook goedkope, minder nauwkeurige metingen van concentraties zouden op deze manier kunnen worden benut.

Bemesting is slechts ten dele een bron van stikstof en fosfor in het oppervlaktewater in veenweidegebieden; kwel uit diepe veenlagen, mineralisatie en inlaatwater zijn andere bronnen. Bij het vaststellen van de KRW-normen is het belangrijk om de natuurlijke concentraties van stikstof en fosfor te kennen. Het is belangrijk dat boeren zelf inzicht hebben in de relatie tussen bedrijfsvoering en oppervlaktewaterkwaliteit. Daarom wordt aanbevolen om naast *compliance monitoring* de waterkwaliteit te volgen met eenvoudige bepalingmethoden (doe-het-zelftests).

\*) In deze studie bleken netto-vrachten niet nauwkeurig geschat te kunnen worden, omdat debieten en natte omtrekken moeilijk waren te meten.



# 1 Inleiding

## 1.1 Achtergrond

De Europese Unie streeft naar een goede chemische en ecologische toestand van het oppervlaktewater. Sinds 22 december 2000 is daarom de Europese Kaderrichtlijn Water (KRW) van kracht, die ertoe moet leiden dat in 2015 het oppervlaktewater van goede ecologische en chemische kwaliteit is (Anonymus, 2000). Vanaf 2009 moeten alle maatregelen worden genomen die nodig zijn om de doelen van de richtlijn te bereiken. Deze maatregelen worden vastgesteld in een zogenaamd ‘stroomgebied-beheersplan’. De KRW is een richtlijn met een resultaatverplichting: lidstaten kunnen boetes opgelegd krijgen wanneer zij niet aan de doelstellingen van de richtlijn voldoen. Er zijn echter ook uitzonderingsbepalingen, zoals verlenging van de termijn met twee keer zes jaar en een afzwakking van de doelstellingen. Dit moet in het stroomgebiedbeheersplan duidelijk worden gemotiveerd. Wil een lidstaat voor uitzonderingsbepalingen in aanmerking komen, dan moeten wel alle mogelijke maatregelen zijn getroffen om de oorspronkelijke doelstellingen van de richtlijn te bereiken.

De betekenis van de KRW voor melkveebedrijven in het veenweidegebied hangt af van de mate waarin de kwaliteit van het oppervlaktewater bij de huidige bedrijfsvoering al voldoet aan de KRW-normen. Blijken de normen niet te worden gehaald, dan moet al het mogelijke worden gedaan om in 2015 wel aan de normen te voldoen. Blijkt het ondanks alle getroffen maatregelen niet mogelijk om de doelstellingen van de KRW te bereiken, dan bestaat de mogelijkheid dat melkveebedrijven in veenweidegebieden in aanmerking komen voor uitzonderingsbepalingen. Het is dus voor melkveebedrijven in het veenweidegebied van belang om vóór 2009 te weten of zij aan de KRW-normen voldoen, zodat zij hun bedrijfsvoering indien nodig kunnen aanpassen of zodat kan worden beoordeeld of er voor hen uitzonderingsbepalingen moeten komen.

De KRW-normen zijn nog niet door de waterschappen vastgesteld. Daarom wordt in deze verkennende studie uitgegaan van de MTR-waarden die in het vierde Natuur- en Milieubeleidsplan worden genoemd voor een goede ecologische waterkwaliteit (MTR=maximaal toelaatbaar risico, Ministerie van VROM, 2001): de gemiddelde concentratie in slootwater mag in het zomerhalfjaar voor N-totaal niet meer dan 2.2 mg/l bedragen en voor P-totaal niet meer dan 0.15 mg/l. Hiermee sluiten wij aan bij de Leidraad Monitoring (CIW, 2001a) en de Leidraad Monitoring Eutrofiëring (CIW, 2001b), die als uitgangspunt voor monitoring gelden in het Handboek Kaderrichtlijn Water (RIZA, 2005).

## 1.2 Probleemstelling

Om te kunnen beoordelen of de huidige oppervlaktewaterkwaliteit bij melkveebedrijven in het veenweidegebied aan de KRW-normen voldoet, en om te kunnen beoordelen hoe de oppervlaktewaterkwaliteit zich in de toekomst ontwikkelt ten aanzien van deze normen, is het noodzakelijk om de kwaliteit te monitoren. Een belangrijke vraag is welke monitoringstrategie moet worden gevolgd om de oppervlaktewaterkwaliteit betrouwbaar te toetsen aan de KRW-normen. Monitoring met toetsing aan normen als doel wordt *compliance monitoring* of *regulatory monitoring* genoemd (De Gruijter *et al.*, in prep.). Deze vorm van monitoring heeft betrekking op het meetdoel ‘normtoetsing’ in de Leidraad Monitoring (CIW, 2001a). *Compliance monitoring* valt onder de categorie ‘operational monitoring’ die onderscheiden wordt in de Kaderrichtlijn Water en de Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive (Littlejohn *et al.*, 2002), waar het Handboek Kaderrichtlijn Water (RIZA, 2005) op is afgestemd. CIW (2001a) en Littlejohn *et al.* (2002) benadrukken dat de Leidraad Monitoring en de Guidance een algemeen uitgangspunt vormen voor monitoringplannen; het ontwerpen van een concreet monitoringplan is volgens hen maatwerk en kan alleen in concrete situaties vanuit de informatiebehoefte worden gepreciseerd. Deze studie kan worden gezien als een voorbeeld van zo’n concreet monitoringplan dat is ontworpen vanuit een specifieke informatiebehoefte.

## 1.3 Doelstelling

Het doel van dit onderzoek is om een strategie voor *compliance monitoring* te ontwerpen waarmee betrouwbaar getoetst kan worden of de kwaliteit van het oppervlaktewater binnen melkveebedrijven in het veenweidegebied nu al voldoet aan de KRW-normen.

De monitoringstrategie wordt ontworpen voor twee bedrijven in het veenweidegebied, namelijk het bedrijf van de familie Spruit te Zegveld (De Vos en Van Kleef, 2004) en het Praktijkcentrum Zegveld. Omdat de KRW-normen nog niet zijn vastgesteld, beperkt dit verkennende onderzoek zich tot de concentraties N-totaal en P-totaal in het oppervlaktewater gedurende het zomerhalfjaar (MTR-waarden, Ministerie van VROM, 2001; CIW, 2001a en b) en de netto hoeveelheden N-totaal en P-totaal die door melkveebedrijven worden afgegeven aan het regionale afwateringssysteem.

## 1.4 Opbouw van het rapport

Hoofdstuk 2 gaat in op de plaats die monitoring inneemt in het beleid rond de Kaderrichtlijn Water, en licht toe hoe de monitoringstrategie die in dit rapport wordt gepresenteerd zich hiertoe verhoudt. Vervolgens wordt in het zelfde hoofdstuk een compleet schema voor alle fasen van de monitoring ontwikkeld, volgens het *scheme* dat gegeven wordt door De Gruijter *et al.* (in prep.). Hoofdstuk 3 onderbouwt de keuze voor een *design-based* monitoringstrategie. Ook wordt in dit hoofdstuk ingegaan

op de keuze voor een synchroon design voor bemonstering in ruimte en tijd. Dit design houdt in dat elke locatie maar één keer wordt bemonsterd, en verschilt daarmee van statische of roterende designs. Hoofdstuk 4 beschrijft de analyses voor de bepaling van het benodigde aantal waarnemingen. De methoden van statistische verwerking en gevolgtrekking worden beschreven in hoofdstuk 5. Het rapport wordt afgesloten met enkele conclusies en aanbevelingen in hoofdstuk 6.





## 2 Ontwerp van een monitoringstrategie

### 2.1 Inleiding

Zoals gezegd in paragraaf 1.2 is het in deze studie de vraag of de kwaliteit van het oppervlaktewater op een melkveebedrijf in het veenweidegebied nu al voldoet aan de normen van de Europese Kaderrichtlijn Water (*compliance monitoring*). Als niet wordt voldaan aan de normen kan dit aanleiding zijn om de bedrijfsvoering aan te passen. In paragraaf 2.2 gaan wij in op de plaats die monitoring inneemt in de Europese Kaderrichtlijn water, en lichten wij toe hoe de monitoringstrategie die in deze studie is ontwikkeld zich hiertoe verhoudt. Paragraaf 2.3 beschrijft vervolgens alle fasen van de monitoring voor melkveebedrijven in het veenweidegebied, aan de hand van het *scheme* dat door De Gruijter *et al.* (in prep.) is gegeven voor het ontwerp van een monitoringstrategie.

### 2.2 Monitoring en de Europese Kaderrichtlijn Water

Volgens artikel 8 van de Europese Kaderrichtlijn Water (Anonymus, 2000) moeten de lidstaten zorg dragen voor ‘de opstelling van programma’s voor de monitoring van de watertoestand, teneinde een samenhangend totaalbeeld te krijgen van de watertoestand binnen elk stroomgebiedsdistrict’. In bijlage V van de richtlijn worden de voorschriften gegeven volgens welke deze monitoring plaats moet vinden. Het operationeel maken van monitoringprogramma’s is één van de taken die het Handboek Kaderrichtlijn Water (RIZA, 2005) vermeldt voor de periode 2005-2009. Per 22 december 2006 dienen de monitoringprogramma’s operationeel te zijn. Het Handboek licht keuzes en interpretaties toe met betrekking tot de strategie die waterbeheerders moeten volgen om hun monitoringprogramma’s aan te laten sluiten op de Kaderrichtlijn Water. Hierbij sluit het Handboek zo nauwkeurig mogelijk aan op de Leidraad Monitoring (CIW, 2001a) en de Guidance (Littlejohn *et al.*, 2002).

De Kaderrichtlijn onderscheidt vier typen monitoring: status- en trendmonitoring, operationele monitoring, monitoring voor nader onderzoek en monitoring van beschermde gebieden. Toestand- en trendmonitoring dienen ertoe de toestand in de tijd te volgen en veranderingen in de toestand te kwantificeren. Met toestand- en trendmonitoring worden de ontwikkelingen op lange termijn gevolgd. Toestand- en trendmonitoring moeten altijd plaatsvinden teneinde het waterbeleid blijvend van informatie te kunnen voorzien. Operationele monitoring daarentegen wordt ingezet wanneer op korte termijn een antwoord nodig is op de vraag of maatregelen, die erop zijn gericht om aan de normen te voldoen, aanslaan. Hierbij wordt getoetst of de toestand gelijk is aan de voorgeschreven toestand. Monitoring met toetsing aan normen als doel wordt ook wel *compliance monitoring* of *regulatory monitoring* genoemd (De Gruijter *et al.*, in prep.). In deze studie is sprake van operationele of *compliance monitoring*. Monitoring ten behoeve van nader onderzoek vindt plaats om inzicht te krijgen in de oorzaak van het feit dat de normen niet worden gehaald. Monitoring

van beschermde gebieden is een speciale categorie, waarbij naar afstemming moet worden gezocht tussen de normen van de Kaderrichtlijnen en die uit andere richtlijnen zoals de Habitatrichtlijn, de Vogelrichtlijn en de Drinkwaterrichtlijn. De monitoringstrategie die in dit rapport wordt beschreven valt in de categorie 'operationele monitoring'; er wordt immers getoetst of de waterkwaliteit overeenstemt met de voorgeschreven normen.

Naast een onderscheid in typen monitoring kan onderscheid worden gemaakt in de schaal waarvoor behoefte aan informatie is: lokaal, regionaal, nationaal of internationaal. Niet alle informatie die bijvoorbeeld regionaal beschikbaar komt hoeft te worden gerapporteerd aan de Europese Commissie. Voor deze internationale rapportage is een selectie van watersystemen en locaties op het niveau van voornamelijk grote rijkswateren gemaakt, waarin monitoring volgens de Kaderrichtlijn Water onverkort moet plaatsvinden. Niettemin is de informatie die volgens de bepalingen van de Kaderrichtlijn op regionale of lokale schaal is ingewonnen van nut voor waterbeheerders. Het feit dat deze informatie niet in de Europese rapportage wordt opgenomen betekent volgens het Handboek Kaderrichtlijn Water (RIZA, 2005) dat er meer speelruimte is bij het vaststellen van locaties, frequenties en parameters in het meetprogramma. Monitoring van de waterkwaliteit bij individuele melkveebedrijven in het veenweidegebied voorziet in informatie op lokale schaal. In deze studie wordt de speelruimte die er is benut om zo nauwkeurig mogelijk de toestand van de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied te toetsen aan de KRW-normen.

De Kaderrichtlijn Water noemt in bijlage V nutriënten als kwaliteitselement voor de oppervlaktewatertoestand. De richtlijn geeft echter de parameters waarop de monitoring zich richt niet nader aan. Littlejohn *et al.* (2002) noemen onder meer N-totaal en P-totaal. De Leidraad Monitoring (CIW, 2001a) en de Leidraad Monitoring Eutrofiëring (CIW, 2001b) noemen voor oppervlaktewater het gemiddelde gehalte N-totaal en P-totaal in het zomerhalfjaar en de vrachten die worden afgegeven aan grotere systemen. In deze studie sluiten wij hierbij aan.

De Kaderrichtlijn Water (bijlage V) vereist dat in de stroomgebiedsbeheersplannen schattingen worden vermeld van de betrouwbaarheid en precisie die met het monitoringstelsel is verkregen. Dit maakt het ontwerpen en toepassen van statistisch onderbouwde strategieën noodzakelijk. Littlejohn *et al.* (2002) gaan nader in op de statistische eisen aan monitoringprogramma's. In hoofdstuk 5 van de Guidance worden de 'Best Practices and Tool Box' beschreven, waarbij normtoetsing en risicoanalyse worden geplaatst in de context van statistische toetsen. Benadrukt wordt dat voor het ontwerp van een monitoringstrategie van groot belang is zorgvuldig hypothesen te formuleren, realistische en meetbare doelen te kiezen en acceptabele niveaus van risico, precisie en betrouwbaarheid aan te geven. In de Guidance wordt gewezen op de samenhang tussen de monitoringstrategie en kansen op fouten van de eerste en tweede soort, resp. het ten onrechte verwerpen en accepteren van de  $H_0$ -hypothese. Deze fouten kunnen leiden tot desinvesteringen en milieuschade. De monitoringstrategie die in deze studie is uitgewerkt, is geheel conform de Guidance gebaseerd op toetsing.

De Kaderrichtlijn Water (bijlage V) zegt over de keuze van meetlocaties bij operationele monitoring slechts dat het er voldoende moeten zijn om de effecten van puntbronbelastingen, diffuse belastingen of hydromorfologische belastingen te beoordelen. Littlejohn *et al.* (2002, blz. 110) adviseren in de *Guidance random of stratified* selectie van monitoringlocaties bij operationele monitoring voor het toetsen van normen, dus een *design-based* monitoringstrategie, waarbij het aantal locaties bepaald wordt door risicoanalyse. Deze aanpak volgen wij bij de monitoringstrategie voor de oppervlaktewaterkwaliteit van melkveebedrijven in het veenweidegebied. De Leidraad Monitoring (CIW, 2001a) geeft 10 à 15 locaties per waterschap als richtlijn voor de monitoring op regionale schaal van nutriënten in wateren die door de landbouw worden beïnvloed. Zoals zal blijken in Hoofdstuk 4 overschrijden wij dit aantal op de lokale schaal van individuele melkveehouderijen ruimschoots.

In de Kaderrichtlijn Water en de *Guidance* (Littlejohn *et al.*, 2002) worden frequenties genoemd waarmee in de tijd moet worden waargenomen. De frequenties zijn vermeld als waarnemingen per tijdseenheid; niet vermeld wordt of de intervallen regelmatig of onregelmatig zijn. Wij kiezen wij in deze studie voor een onregelmatige meetfrequentie met tijdstippen die zijn geselecteerd volgens een kanssteekproef. Op deze manier kan modelvrij worden getoetst, dat wil zeggen dat er geen veronderstellingen behoeven te worden gedaan over verdeling en samenhang. In paragraaf 2.3 wordt dit onder punt 8 nader toegelicht. Zoals zal blijken in Hoofdstuk 4 is in de monitoringstrategie die in deze studie is ontworpen de frequentie in elk geval gelijk aan of hoger dan de frequenties die in de *Guidance* worden genoemd voor monitoring van nutriënten in rivieren, meren, overgangs- en kustwateren.

### 2.3 Schema voor monitoring

Bij monitoring kunnen in chronologie de volgende activiteiten worden onderscheiden:

- planning van het veldwerk, inclusief beslissingen over de hoeveelheid monsters, de locaties en tijdstippen waarop ze worden genomen, gegeven het doel van de monitoring en de financiële en praktische randvoorwaarden;
- uitvoering van het veldwerk;
- laboratoriumbepalingen;
- opslaan van gegevens;
- (statistische) verwerking van gegevens;
- rapportage.

Ondanks de logische volgorde vormt de bovenstaande lijst geen goede basis voor de planning van een monitoringproject, omdat de keten van activiteiten inclusief de statistische verwerking niet als geheel wordt gepland. De Gruijter *et al.* (in prep.) adviseren niet alleen de dataverzameling te plannen, maar de gehele keten van activiteiten inclusief statistische verwerking. Zij stellen voor een schema te ontwikkelen met als principe 'begin aan het eind, en redeneer dan terug'. Hieronder worden de stappen van dit schema gevolgd.

1. Gedetailleerde analyse en specificatie van het doel:
  - a) *Target universe*: Praktijkcentrum Zegveld en het melkveebedrijf van de familie Spruit te Zegveld;
  - b) *Domain(s) of interest*:
    - i) het oppervlaktewater binnen de bedrijfsgrenzen in een bepaald zomerhalfjaar en winterhalfjaar;
    - ii) het oppervlaktewater dat een bedrijf inkomt en verlaat in een bepaald zomerhalfjaar en winterhalfjaar;
  - c) *Target variable(s)*: de concentratie N-totaal en P-totaal van het oppervlaktewater. De netto hoeveelheid N-totaal en P-totaal die een bedrijf aan het regionale afwateringssysteem afgeeft;
  - d) *Target parameter(s)*: de gemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal in het oppervlaktewater. De hoeveelheid N-totaal en P-totaal;
  - e) *Target quantities*: de gemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal in het oppervlaktewater dat zich in een bedrijf bevindt gedurende het zomerhalfjaar (ruimte-tijdgemiddelde) en de netto hoeveelheid N-totaal en P-totaal die in een zomerhalfjaar, een winterhalfjaar en een geheel jaar door een bedrijf aan het regionale watersysteem wordt afgegeven (halfjaarsommen en jaarsom);
  - f) *Types of results*: kwalitatief, namelijk een toets of de gemiddelde concentraties voldoen aan de normen van de Europese Kaderrichtlijn Water. Uitgangspunt is dat de bewijslast in dit geval bij de boer ligt. De boer wil immers laten zien dat hij met zijn bedrijfsvoering voldoet aan de normen van de KRW en dat er dus geen aanpassingen of ingrepen nodig zijn. De boer heeft belang bij een groot aantal waarnemingen als hij wil bewijzen dat de kwaliteit van het oppervlaktewater voldoet aan de normen. De toets heeft als  $H_0$ : de concentraties zijn hoger dan de normen en als  $H_1$ : de concentraties zijn lager dan de normen. Als ten onrechte  $H_0$  wordt verworpen dan is de consequentie dat ten onrechte het water voor schoon wordt aangezien. Het risico van deze fout van de eerste soort moet klein zijn. Als ten onrechte  $H_0$  wordt geaccepteerd wordt schoon water voor vuil water aangezien. De boer moet dan ten onrechte de bedrijfsvoering aanpassen. Het is belangrijk om zich te realiseren dat deze formulering van de toets aansluit bij het huidige stadium van de KRW, waarbij de landbouw wil anticiperen op de implementatie van de richtlijn. In een later stadium kan mogelijk de boer worden gezien als leverancier van schoon water en is het denkbaar dat de bewijslast komt te liggen bij de waterbeheerder of 'consument' met  $H_0$ : de kwaliteit van het water voldoet aan de normen. De KRW-normen zijn nog niet vastgesteld. Voor wat betreft de concentraties N-totaal en P-totaal van het oppervlaktewater gaan wij uit van de MTR-concentraties (MTR=maximaal toelaatbaar risico) uit het NMP4 (Ministerie van VROM, 2001): max. 2.2 mg N-totaal/l en max. 0.15 mg P-totaal/l gemiddeld over het zomerhalfjaar (1 april t/m 30 september).
2. *Quality measure*: Met betrekking tot de kwaliteit van de uitkomst van de toets dienen de volgende keuzes te worden gemaakt:
  - een kleinste verschil in gemiddelde concentratie en halfjaarsom dat nog relevant wordt geacht;

- een onbetrouwbaarheidsdrempel  $\alpha$ , namelijk de toelaatbaar geachte kans dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat aan de KRW-normen wordt voldaan;
- een maximaal toelaatbaar geachte kans  $\beta$  op het ten onrechte concluderen dat niet aan de KRW-normen wordt voldaan (of  $1-\beta$ : het onderscheidingsvermogen).

Belangrijk bij het maken van deze keuzes is na te gaan wat de consequenties zijn van het ten onrechte concluderen dat het water schoon is. Stel dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat aan de KRW-normen wordt voldaan (fout van de eerste soort, met kans  $\alpha$ ). In een volgend jaar kan de boer dan alsnog met maatregelen geconfronteerd waar hij niet goed op heeft kunnen anticiperen. Als ten onrechte wordt geconcludeerd dat het water niet aan de KRW-normen voldoet (fout van de tweede soort, met kans  $\beta$ ), dan zadelt de boer zich met maatregelen op die niet genomen hadden hoeven te worden. De kans  $\alpha$  (onbetrouwbaarheidsdrempel) wordt vooraf vastgesteld of afgesproken. De kans  $\beta$  wordt beïnvloed door het aantal waarnemingen: hoe meer, hoe kleiner  $\beta$ . Als een boer wil bewijzen dat zijn oppervlaktewater werkelijk voldoet aan de KRW-normen dan is hij gebaat bij veel waarnemingen.

3. *Constraints*: Het budget dat beschikbaar is voor het uitvoeren van de monitoring en/of de minimum kwaliteit van het resultaat, bijvoorbeeld het onderscheidingsvermogen dat de toets tenminste moet hebben. Wij richten ons in dit oriënterende onderzoek op een onderzoeksbudget van maximaal € 5000,= per zomerhalfjaar per bedrijf. Als de methode eenmaal operationeel is kan de monitoring waarschijnlijk tegen veel lagere kosten plaatsvinden. Als nauwkeurigheidseis gaan we uit van een onderscheidingsvermogen van 0.8, dat wil zeggen dat de kans dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat het water vuil is maximaal 0.2 bedraagt. De kans dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat het water schoon is bedraagt maximaal 0.05.
4. *Prior information*:
  - a) *Sampling frame*: Een kaart of GIS-bestand van de twee melkveebedrijven in Zegveld, waarop duidelijk het oppervlaktewater is onderscheiden.;
  - b) *Miscellaneous information*: Informatie over de stromingsrichting van het oppervlaktewater is vereist, omdat op basis daarvan de locatie moet worden gekozen waar de netto hoeveelheid N-totaal en P-totaal wordt gemeten die door het bedrijf aan het regionale afwateringssysteem wordt geleverd. Deze informatie is beschikbaar gesteld door het Hoogheemraadschap De Stichtse Rijnlanden;
  - c) *Model of the variation of the target variable*: Er is informatie vereist over de variatie van concentraties N-totaal en P-totaal en de variaties in jaarsommen voor een punt in een sloot. Deze variaties betreffen zowel variatie in de ruimte op verschillende tijdstippen als variatie in de tijd op verschillende locaties. De metingen die op het bedrijf van de familie Spruit zijn verricht (De Vos en Van Kleef, 2004) dienen als voorinformatie. Uit deze metingen is een variantie van N-totaal in het oppervlaktewater in het zomerhalfjaar geschat van  $0.88 \text{ mg}^2/\text{l}^2$  en in het winterhalfjaar van  $0.97 \text{ mg}^2/\text{l}^2$ . Voor P-totaal is een variantie in het zomerhalfjaar geschat van  $0.014 \text{ mg}^2/\text{l}^2$  en in het winterhalfjaar van  $0.009 \text{ mg}^2/\text{l}^2$ .

5. Dimensies van de *sample elements*: Hierbij gaat het om het volume van het afzonderlijke watermonster. In combinatie met het model van ruimtelijke structuur zou dit relevant kunnen zijn voor een keuze van het aantal monsters. In deze studie is de dimensie van het watermonster echter niet relevant.
6. *Assessment method*: De monsters worden geanalyseerd volgens het Kwaliteits-handboek Laboratoria (Alterra, 2004). De bovenste 50 cm van het oppervlakte-water wordt bemonsterd. De monsters worden gekoeld opgeslagen. Alle stikstofbepalingen vinden binnen 24 uur na de monstername plaats.
7. *Composite sampling*: Dit is relevant: Bijlage 5 beschrijft de procedure voor het mengen van de monsters. Om laboratoriumkosten te besparen, wordt voor elk meettijdstip een mengmonster samengesteld. We veronderstellen dat de slootoppervlakten evenredig zijn aan de watervolumes in de sloten. De monsters worden evenredig naar slootoppervlak gemengd tot een bedrijfsmonster. Aan dit bedrijfsmonster wordt het gehalte N-totaal en P-totaal bepaald, wat schattingen zijn voor de ruimtelijke gemiddelde gehalten op een bepaald tijdstip.
8. Keuze tussen een *design-based* of een *model-based* statistische verwerking. De monitoringstrategie richt zich op het toetsen van gemiddelde concentraties en jaarsommen aan KRW-normen. Hierbij gaat het binnen bedrijven dus niet om de 'waar'-vraag (een kaartje dat de ruimtelijke patronen van de nutriëntenbelasting weergeeft) maar om de 'hoeveel'-vraag. Bij de toetsing is een model-onafhankelijke schatting van de nauwkeurigheid van de geschatte gebiedsgemiddelden gewenst. Gekozen wordt daarom voor *design-based* strategieën, zowel in ruimte als in tijd, waarbij niettemin gebruik kan worden gemaakt van modelinformatie. Zouden modelgebaseerde strategieën worden gebruikt, dan zouden veronderstellingen moeten worden gedaan over de ruimtelijke en temporele correlatiestructuur van de doelvariabelen. De uitkomsten van de toets zijn dan alleen geldig gegeven dat de modellen die de correlatiestructuren beschrijven juist zijn. De modellen (bijvoorbeeld variogrammen en autocorrelatiefuncties) worden echter geschat uit een beperkt aantal waarnemingen, waardoor onzekerheid bestaat over de juistheid. Omdat bij *design-based* strategieën geen modellen worden gebruikt, verdienen deze strategieën de voorkeur als toetsing het doel is. De *design-based* strategieën worden toegepast bij zowel de schatting van ruimte-tijdgemiddelden op bedrijven als bij de schatting van hoeveelheden op punten (tijd).
9. Keuze voor een *design type*. Dit moet nader worden uitgewerkt. Factoren die hierbij een rol spelen zijn onder meer reistijden van veldmedewerkers en navigatie-aspecten bij het opsporen van de meetpunten, de behoefte aan een zo goed mogelijke ruimtelijke spreiding, informatie over deelgebieden met sterk verschillende niveaus en variaties van de doelvariabele, en de behoefte aan informatie over de afzonderlijke deelgebieden. De beslissingsboom die De Gruijter *et al.* (in prep.) geven is een hulpmiddel bij de keuze voor een *design type*. In de volgende paragraaf wordt dit verder uitgewerkt. Het blijkt dat een tweetrapssteekproef volgens een volledig synchroon design het meest geschikt is. In de eerste trap worden tijdstippen geselecteerd en in de tweede trap de locaties die op een bepaald tijdstip bemonsterd moeten worden. Een belangrijk voordeel is dat de monsters van deze locaties per meettijdstip mogen worden gemengd, wat een aanzienlijke kostenreductie betekent.

10. Deterministisch bemonsteringstype en optimalisatiealgoritme voor *model-based* strategie. N.v.t.
11. Identificatie van de geselecteerde steekproef: per bedrijf een lijst met coördinaten en meettijdstippen en een kaart met meetlocaties.
12. *Veldprotocol*: een nauwkeurige instructie voor het nemen van aselechte oppervlakte-watermonsters en het verrichten van gerichte debietmetingen en metingen van de oppervlaktewaterkwaliteit. In het bijzonder is hierbij van belang dat duidelijk wordt beschreven onder welke omstandigheden een meetpunt uit de lijst (punt 11) vervalt en vervangen wordt door een reservemeetpunt. Als bijvoorbeeld een punt is geselecteerd in niet-open water (een dam in een sloot bijvoorbeeld) dan dient hiervoor in de plaats een reservepunt te komen. Verplaatsing van geselecteerde punten omdat deze niet 'representatief' voor de 'omgeving' zouden zijn is niet aan de orde, omdat dit leidt tot onbekende insluitkansen waardoor een correcte, objectieve gevolgtrekking op basis van statistische analyse onmogelijk wordt. Het veldprotocol staat beschreven in Bijlage 4.
13. Methode voor *statistical inference* (statistische verwerking en gevolgtrekking): Per bedrijf wordt het verschil tussen de gemiddelde concentraties en de KRW-normen getoetst met een Student's *t*-toets.
14. Voorspelling van operationele kosten en kwaliteit van de resultaten. Dit moet worden gebaseerd op de resultaten en ervaringen uit het onderzoek op het bedrijf van de familie Spruit (De Vos en Van Kleef, 2004).





## 3 Keuze voor een design-based monitoringstrategie

### 3.1 Schatting van ruimte-tijdgemiddelden

#### 3.1.1 Statisch, synchroon of roterend design?

Bij *design-based* methoden voor de schatting van ruimte-tijdgemiddelden kunnen we onderscheid maken tussen een statisch, een synchroon en een roterend design, wat een tussenvorm is van een statisch en een synchroon design. Bij een statisch design wordt telkens teruggekeerd op dezelfde locaties, bij een synchroon design wordt niet teruggekeerd op dezelfde locaties en bij een roterend design wordt teruggekeerd op een deel van de locaties.

Een synchroon design heeft om een aantal redenen de voorkeur bij de toepassing in compliance monitoring op melkveebedrijven. Allereerst is het design in de loop van de tijd eenvoudig aan te passen. Omdat er wordt geanticipeerd op de invoering van de Kaderrichtlijn Water, en de normen die gesteld gaan worden nog niet precies bekend zijn, is het belangrijk dat de strategie eenvoudig kan worden aangepast. Het tweede voordeel van een synchroon design boven een statisch of een roterend design heeft te maken met handhaving. Boeren zouden hun bedrijfsvoering kunnen aanpassen aan de ligging van de steekproefpunten, als zij weten dat daar in de toekomst nogmaals gemeten gaat worden. Het derde voordeel van een synchroon design is dat de statistische verwerking relatief eenvoudig is; bij statische en roterende designs moet rekening worden gehouden met temporele correlaties tussen geschatte ruimtelijke gemiddelden. Dit is ook meer intuïtief te verstaan: voor het eerste jaar wordt een bepaald ruimte-tijdgemiddelde geschat. Wordt in het tweede jaar op dezelfde (of een deel van dezelfde) locaties opnieuw bemonsterd, dan is het denkbaar dat de kans groter is dat het nieuwe ruimte-tijdgemiddelde dichtbij de vorige schatting ligt dan wanneer op nieuwe locaties zou zijn bemonsterd. Het verrekenen van dit soort correlaties is een complicerende factor in de statistische verwerking.

Het nadeel van een synchroon design ligt op het gebied van efficiëntie: de kosten verhouden zich minder gunstig tot de nauwkeurigheid dan bij statische of roterende designs. Er zijn situaties denkbaar waarbij statische of roterende designs ook operationele voordelen hebben op het gebied van bereikbaarheid en reistijd, maar dat is in deze oriënterende studie niet aan de orde. De keuze valt dus op een synchroon design.

#### 3.1.2 Keuze voor een designtype

Bij de keuze voor een designtype wordt de beslisboom uit De Gruijter *et al.* (in prep.) gevolgd. Deze beslisboom is ontworpen voor ruimtelijke steekproeven, maar kan ook voor steekproeven in de tijd worden toegepast, waarbij de tijd als een-dimensionale ruimte wordt voorgesteld. Een synchroon design kan worden opgevat

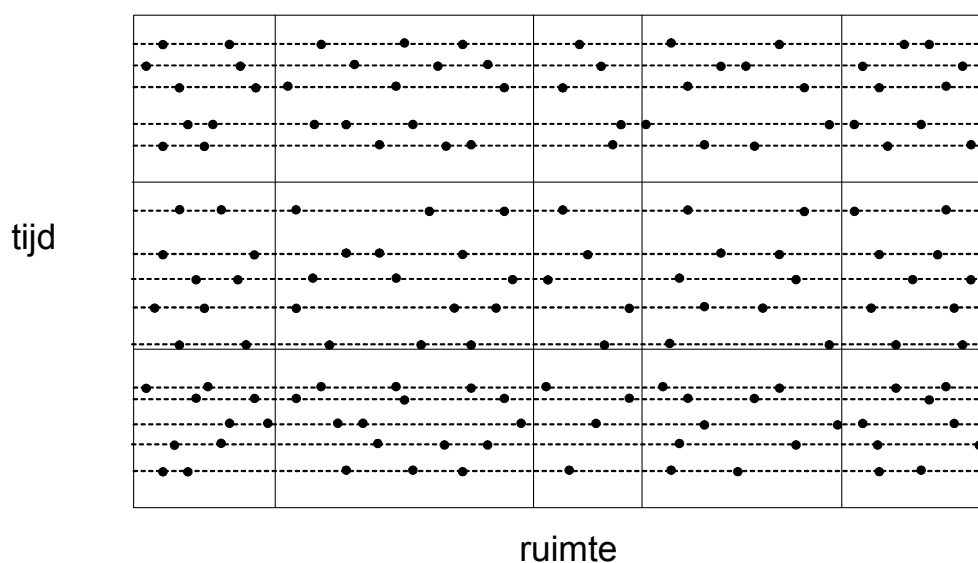
als een tweetrapssteekproef, waarbij in de eerste trap de tijdstippen worden geloot en in de tweede trap de locaties.

We kiezen nu eerst een designtype voor de selectie van de tijdstippen. Op zon- en feestdagen kan niet worden gemeten. Dit zullen we moeten accepteren als non-respons. Omdat we jaarlijks het ruimte-tijdgemiddelde willen toetsen aan de KRW-norm, en er rekening mee houden dat in enig toekomstig jaar de strategie moet worden aangepast, gaan we uit van een bemonstering over een periode van één jaar. Dit jaar verdelen we in een zomer- en een winterhalfjaar, waarvoor afzonderlijke gemiddelden moeten worden geschat. Uitsluitend het gemiddelde voor het zomerhalfjaar moet worden getoetst, dus voor het zomerhalfjaar moeten we ook varianties schatten. Uit de gegevens van De Vos en Van Kleef (2004) blijkt dat er met een jaarlijkse schommeling van de waarden van de doelvariabelen rekening moet worden gehouden. Het is daarom nuttig om compacte strata (deelperioden) te onderscheiden, bijvoorbeeld van een maand, teneinde een zo goed mogelijke temporele spreiding binnen de periode van een jaar te bewerkstelligen. Het aantal waarnemingen per temporeel stratum bedraagt tenminste twee, om schattingen van varianties mogelijk te maken.

Vervolgens kiezen we voor een designtype voor de selectie van locaties op een bepaald tijdstip. Het oppervlaktewater binnen een bedrijf is te verdelen in sloten. Het is wenselijk dat alle sloten vertegenwoordigd zijn in de steekproef, omdat de concentraties N-totaal en P-totaal tussen sloten sterk kan verschillen, zowel wat gemiddelde als wat standaardafwijking betreft (De Vos en Van Kleef, 2004). Daarom kiezen we voor een gestratificeerde aselechte steekproef, waarbij we streven naar proportionele allocatie (proportioneel naar slootvolume), maar met een minimum van één monster per sloot. Een sloot definiëren we in dit verband als een ont- of afwateringsmiddel dat open water bevat en wordt begrensd door bochten. We maken dus onderscheid tussen sloten in de kavelrichting en sloten haaks erop. Omdat gedetailleerde gegevens over slootdiepten ontbreken, veronderstellen wij dat alle sloten even diep zijn, zodat de stratificatie proportioneel naar slootoppervlak plaatsvindt.

Per meettijdstip mogen de monsters worden gemengd. Het is uitermate belangrijk dat de volumina die gemengd worden proportioneel zijn aan de oppervlakten van de sloten waaruit de monsters afkomstig zijn. Dit dient nauwkeurig in het veld- en het laboratoriumprotocol te worden beschreven. In de volgende paragraaf wordt de procedure voor de menging van monsters die noodzakelijk is voor een nauwkeurige schatting van ruimte-tijdgemiddelden.

Voor elk geselecteerd tijdstip wordt een lijst gemaakt van coördinaten van bemonsteringspunten. Een aantal reservepunten worden per sloot (stratum) aan de lijst toegevoegd. Figuur 1 geeft het ruimte-tijd gestratificeerde, synchrone design schematisch weer.



*Figuur 1 Schematische weergave van het ruimte-tijd gestratificeerde synchrone sampling design*

### 3.2 Schatting van afgegeven hoeveelheden

De hoeveelheden N-totaal en P-totaal die het bedrijf in- en uitstromen worden gemeten op de punten waar de afwateringsmiddelen van het bedrijf aansluiten op deze regionale afwateringsmiddelen. Er wordt zowel bij de begin- als de eindpunten gemeten en er wordt zowel een debiet- als een concentratiemeting verricht. Opgemerkt dient te worden dat het debiet niet nauwkeurig kan worden gemeten. Uit de debietmeting en de concentratiemeting wordt de hoeveelheid N-totaal en P-totaal geschat. Het verschil in hoeveelheid tussen begin- en eindpunt geeft de afgifte van het bedrijf aan het regionale systeem aan. De metingen kunnen op dezelfde tijdstippen worden verricht als de metingen voor het schatten van het ruimte-tijdgemiddelde (par. 3.1.2).

De afgegeven hoeveelheden die op bovenstaande wijze worden geschat kunnen niet geheel aan bemesting worden toegeschreven. Het is bekend dat stikstof en fosfor in het oppervlaktewater in veenweidegebieden voor een belangrijk deel afkomstig is van kwel uit diepe veenlagen, mineralisatie en inlaatwater (Van Beek *et al.*, 2004).



## 4 Benodigd aantal monsters

### 4.1 Schatting van ruimte-tijdgemiddelden

Het benodigde aantal monsters voor het schatten van ruimte-tijdgemiddelden kan worden berekend met de formules voor tweetrapssteekproeven, waarbij de selectie van de tijdstippen als de eerste trap wordt gezien en de selectie van de locaties als de tweede. Belangrijk is om er rekening mee te houden dat er zowel in de tijd als in de ruimte is gestratificeerd, zie par. 3.1.2. We veronderstellen nu dat de stratificatie zowel in ruimte als in tijd volledig zelfwegend is. Dit houdt in dat het aantal waarnemingen proportioneel is aan de omvang van de strata, waardoor geen gewichten voor de relatieve stratumomvang in rekening hoeven te worden gebracht.

Het aantal tijdstippen dat in de eerste trap wordt geloot is  $n$ , het aantal locaties dat op elk tijdstip wordt bemonsterd is  $m$ . We veronderstellen dat  $m$  niet varieert in de tijd. De variantie van het ruimte-tijdgemiddelde is nu

$$V(\hat{z}_{Ts}) = \frac{1}{n} \left( S_b^2 + \frac{1}{m} S_w^2 \right), \quad (3.1)$$

(De Gruijter et al., in prep.) waarin  $S_b^2$  de variantie tussen de tijdstippen is, en  $S_w^2$  de gepoolde variantie binnen de tijdstippen is. De totale kosten  $C$  zijn opgebouwd uit de kosten van de eerste en de tweede trap van de steekproef:

$$C = c_1 n + c_2 n m. \quad (3.2)$$

De kosten van een eenheid in trap 1,  $c_1$ , zijn gelijk aan een dag veldwerk voor twee personen, totaal ca. € 300,=, uitgaande van het minimumloon. De kosten van een eenheid in trap 2,  $c_2$ , zijn gelijk aan de analysekosten van één mengmonster, zeg ca. € 0,10 (€ 17,= zijn de laboratoriumkosten per monster, wij gaan uit van ca. 200 monsters per meettijdstip die gemengd worden tot één monster en houden rekening met enige extra laboratoriumkosten als gevolg van de mengprocedure).

Stel dat de maximale kosten voor monitoring in een zomerhalfjaar het onderzoeksbudget van € 1500,= niet mogen overschrijden. Het aantal tijdstippen waarop bemonsterd kan worden, wordt berekend met

$$n = \frac{C_{\max} \tilde{S}_b}{\tilde{S}_w \sqrt{c_1 c_2} + \tilde{S}_b c_1}. \quad (3.3)$$

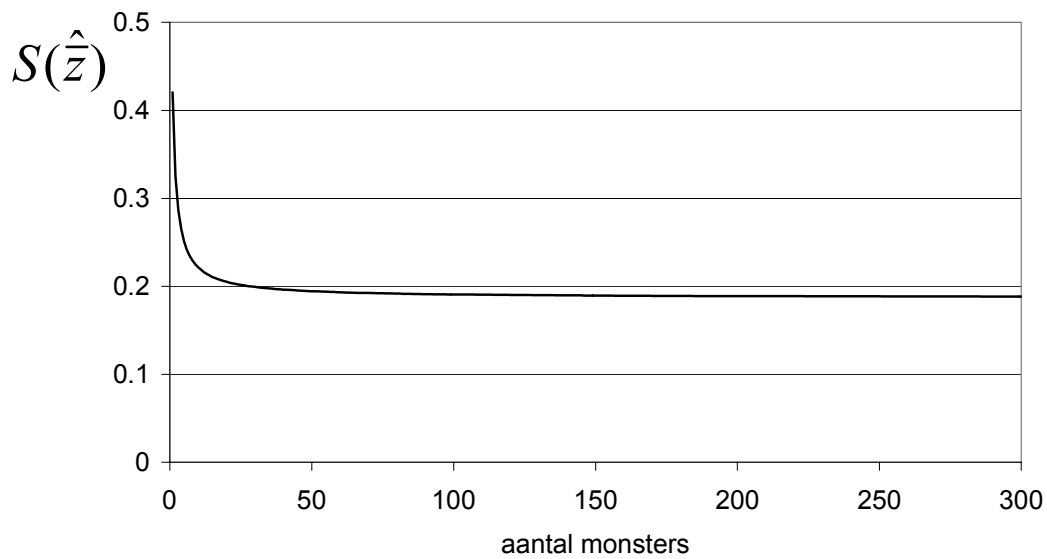
$\tilde{S}_b$  en  $\tilde{S}_w$  zijn schattingen uit voorinformatie zijn van  $S_b$  en  $S_w$ . Op basis van gegevens voor N-totaal van De Vos en Van Kleef (2004) mag voor  $\tilde{S}_b$  0.46 mg/l worden ingevuld en voor  $\tilde{S}_w$  0.92 mg/l. Met behulp van vergelijking (3.3) vinden we  $n=5$ . Het aantal monsters  $m$  dat op een dag moet worden genomen berekenen we met

$$m = \frac{\tilde{S}_w}{\tilde{S}_b} \sqrt{\frac{c_1}{c_2}}, \quad (3.4)$$

waaruit  $m \approx 110$  volgt voor de bemonstering van N-totaal, die echter gemengd worden naar proportie van de slootoppervlakte, zodat er slechts één laboratoriumbepaling nodig is.

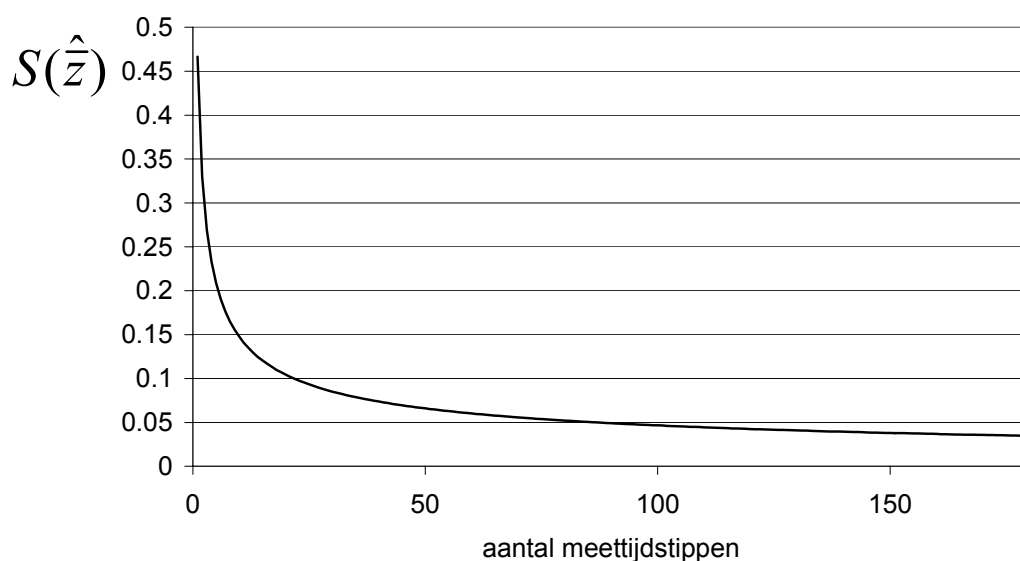
Voor P-totaal geven de bovenstaande analyses de volgende resultaten:  $\check{S}_b = 0.1 \text{ mg/l}$ ,  $\check{S}_w = 0.1 \text{ mg/l}$ ,  $n=5$ ,  $m=55$ .

Uit Figuur 2 blijkt dat de nauwkeurigheid sterk terugloopt als het aantal monsters dat per meettijdstip genomen wordt minder dan ca. 10 zou bedragen. Verder blijkt uit Figuur 2 dat het nemen van meer dan ca. 50 monsters per meettijdstip weinig invloed meer heeft op de nauwkeurigheid; de nauwkeurigheid is dan alleen te verhogen door vaker te bemonsteren.



*Figuur 2 Aantal monsters per meettijdstip versus standaardafwijking van het ruimte-tijdgemiddelde gehalte N-totaal in het zomerhalfjaar. Het aantal meettijdstippen is op 6 gesteld ( twee monsters per twee maanden).*

Figuur 3 laat het effect zien dat vaker bemonsteren heeft op de nauwkeurigheid van het geschatte ruimte-tijdgemiddelde. Duidelijk is dat de meeste winst in nauwkeurigheid is te behalen door vaker te meten.



Figuur 3 Aantal meettijdstippen versus standaardafwijking van het ruimte-tijdgemiddelde gehalte N-totaal in het zomerhalfjaar. Het aantal monsters per meettijdstip is op 110 gesteld

Bij toetsing van de oppervlaktewaterkwaliteit aan bepaalde normen (zie Hoofdstuk 2) is het aantal steekproefpunten in ruimte en tijd van belang in relatie tot de kans op een fout van de tweede soort. Dit is de kans op het ten onrechte accepteren van de nulhypothese dat de kwaliteit niet voldoet aan de norm. Er is sprake van een eenzijdige toets omdat er in één richting wordt getoetst. Er wordt namelijk uitsluitend getoetst of de concentratie lager is dan de norm. Dit betekent dat het onderscheidend vermogen groter is dan bij een tweezijdige toets met dezelfde steekproefomvang. Voor het toetsen met een eenzijdige onbetrouwbaarheid van 5 % kan immers de kritieke  $t$ -waarde voor een tweezijdige onbetrouwbaarheid van 10 % worden gebruikt (Oude Voshaar, 1994). Om het onderscheidingsvermogen te kunnen afleiden moeten we het equivalente aantal waarnemingen kennen van een enkelvoudige aselechte steekproef met dezelfde precisie als een tweetrapssteekproef voor ruimte-tijd. Eerst schatten we de ruimte-tijdvariantie van de doelvariabele  $z$  :

$$\hat{S}^2(z) = \hat{z}_{Ts}^2 - (\hat{z}_{Ts})^2 + \hat{V}(\hat{z}_{Ts}), \quad (3.5)$$

waarin  $\hat{z}_{Ts}^2$  het geschatte ruimte-tijdgemiddelde is van  $z^2$ , die op dezelfde wijze wordt geschat als het ruimte-tijdgemiddelde van de doelvariabele  $z$ , zie paragraaf 5.1. De variantie van het gemiddelde dat geschat is met een enkelvoudige aselechte steekproef met dezelfde omvang  $nm$  als een tweetrapssteekproef in ruimte en tijd wordt geschat met

$$\tilde{V}(\hat{z}_{SI}) = \frac{\hat{S}^2(z)}{nm}. \quad (3.6)$$

Bij de bepaling van het ruimte-tijdgemiddelde gehalte N-totaal in het zomerhalfjaar met  $n=5$  en  $m=110$ , kunnen we op basis van de voorinformatie uit De Vos en Van Kleef (2004) uitgaan van  $\hat{z}_{Ts}^2 = 4.225 \text{ mg}^2/l^2$ ,  $(\hat{z}_{Ts})^2 = 3.365 \text{ mg}^2/l^2$  en  $\hat{V}(\hat{z}_{Ts}) = 0.044 \text{ mg}^2/l^2$  (vergelijking (3.1)). De efficiëntie van de tweetrapssteekproef

ten opzichte van de enkelvoudige steekproef komt tot uitdrukking in de volgende variantieratio:

$$V_r = \frac{\hat{v}\left(\hat{z}_{SI}\right)}{\hat{v}\left(\hat{z}_{Ts}\right)}.$$

Het equivalente aantal waarnemingen bij een enkelvoudige aselechte steekproef is nu

$$n_{eq} = V_r \cdot nm.$$

Op basis van de voorinformatie van De Vos en Van Kleef (2004) schatten we  $V_r \approx 0.04$ . Dat deze variantieratio kleiner dan één is kan verklaard worden uit de clustering van de punten in de primaire eenheden (tijdstippen) van de tweetraps-steekproef; een enkelvoudige aselechte steekproef in ruimte en tijd met 550 waarnemingen zou preciezer zijn geweest, maar praktisch niet uitvoerbaar tegen redelijke kosten omdat voor elk monster apart het veld moet worden bezocht en mengmonsters niet mogelijk zijn. De equivalente steekproefomvang  $n_{eq}$  is gelijk aan 20. Stel dat een overschrijding van de norm van 2.2 mg N-totaal/l met 15 % nog aangetoond moet kunnen worden. Dit komt overeen met een verschil  $d$  tussen de norm en het gemiddelde gehalte N-totaal van 0.33 mg/l. Voorts is volgens de voorinformatie van De Vos en Van Kleef (2004) de ruimte-tijdvariantie van N-totaal in het zomerhalfjaar ca.  $0.9 \text{ mg}^2/\text{l}^2$ . Voor een eenzijdige toets is het onderscheidingsvermogen gegeven door

$$1 - \beta = F\left(\frac{d}{\sigma} \sqrt{n_{eq}} - t_{\alpha, \nu}\right), \quad (3.7)$$

waarin  $F$  de cumulatieve verdeling van een standaard Student's  $t$ -verdeling is met  $\nu = n - 1$  vrijheidsgraden.  $t_{\alpha, \nu} = 1.645$  voor een eenzijdige toets met betrouwbaarheidsdrempel  $\alpha = 0.05$  en  $\nu = \infty$  vrijheidsgraden. In figuur 4 is de benodigde steekproefomvang gegeven voor verschillende onderscheidingsvermogens ( $1 - \beta$ ) bij verschillende verhoudingen tussen de kleinste relevante afwijking  $\Delta$  en de geschatte standaardafwijking  $\tilde{s}$ . Volgens figuur 4 en (3.7) is  $\beta$  bij  $n=20$  ca. 0.55, wat wil zeggen dat het onderscheidingsvermogen ca. 0.45 is. De kans dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat de gemiddelde concentratie N-totaal niet aan de Europese norm voldoet is bij  $n=20$  dus ca. 0.55.

Voor P-totaal is de ruimte-tijdvariantie in het zomerhalfjaar ca.  $0.0139 \text{ mg}^2/\text{l}^2$ . De MTR-norm is 0.15 mg/l, een overschrijding van tenminste 15 % bedraagt 0.0225 mg/l. Op basis van de gegevens van De Vos en Van Kleef (2004) schatten we  $\hat{z}_{Ts}^2 = 0.02 \text{ mg}^2/\text{l}^2$ ,  $\left(\hat{z}_{Ts}\right)^2 = 0.007 \text{ mg}^2/\text{l}^2$  en  $\hat{v}\left(\hat{z}_{Ts}\right) = 0.00189 \text{ mg}^2/\text{l}^2$  (vergelijking (3.1)). De variantieratio bedraagt circa 0.029, en het equivalente aantal waarnemingen bedraagt 8. Uit (3.7) en figuur 4 volgt dat het onderscheidingsvermogen voor een eenzijdige toets van de gemiddelde concentratie P-totaal tegen de MTR-norm circa 0.14 is. Voor nauwkeurige toetsing van concentraties P-totaal zullen dus aanmerkelijk meer waarnemingen nodig zijn dan voor nauwkeurige toetsing van N-totaal.

We gaan nu de mogelijkheid na om meer monsters in de tijd te nemen, en minder in de ruimte, uit te voeren tegen lagere veldwerkkosten ( $c_1$ ). We keren nu terug naar figuur 2, waarin we zien dat een aantal van 50 monsters per meettijdstip weinig minder nauwkeurig is dan een aantal van 110 monsters. Als er ca. 50 monsters per

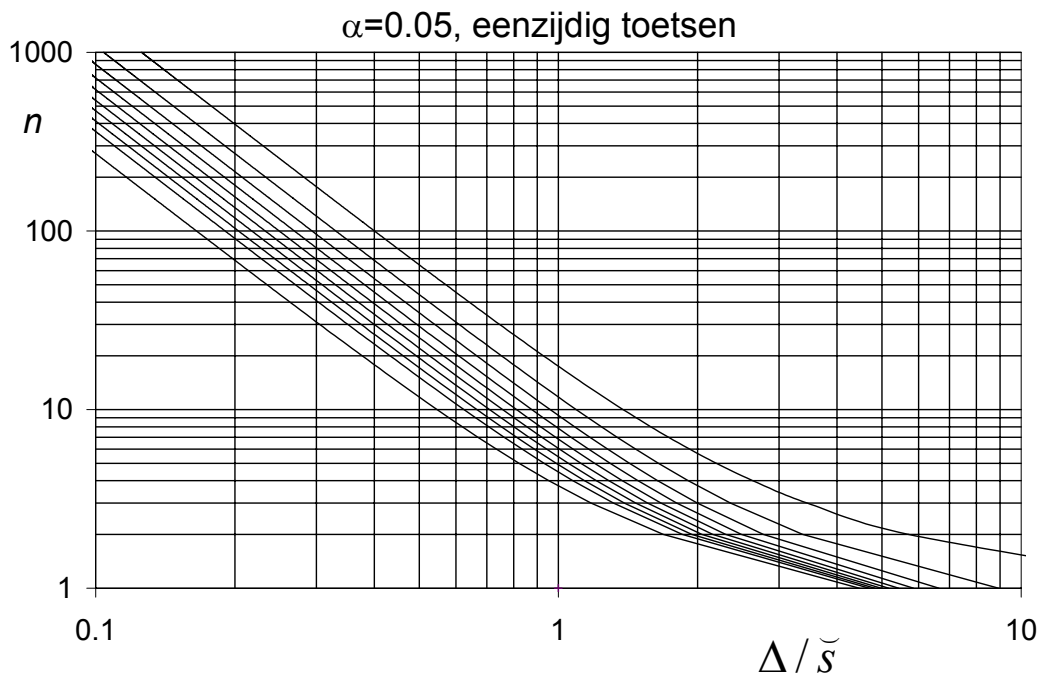


dag genomen worden, kan worden volstaan met veldwerk door één persoon per dag, waardoor  $c_1$  reduceert van € 300,= naar € 150,=. Er zou gemeten kunnen worden op acht tijdstippen in plaats van vier ( $nm=400$ ). De variantie van het geschatte ruimte-tijdgemiddelde van N-totaal reduceert tot  $\hat{V}(\hat{z}_{Ts})=0.028 \text{ mg}^2/\text{l}^2$ . De variantieratio wordt 0.08 en het equivalente aantal waarnemingen wordt 32. Het onderscheidingsvermogen dat nu wordt gevonden is ongeveer 0.63. De kans dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat het water niet aan de KRW-normen voldoet bedraagt 0.37. Een hoger onderscheidingsvermogen is uitsluitend tegen meer veldwerkkosten te realiseren.

Als een onderscheidingsvermogen van tenminste 0.8 acceptabel zou zijn, dan zou voor N-totaal  $n_{eq}$  ongeveer 52 moeten bedragen, volgens figuur 4. Omdat op meer tijdstippen meten veel meer bijdraagt tot de nauwkeurigheid dan op meer locaties meten (figuur 2 en 3), gaan we uit van vaker meten op minder locaties;  $nm$  blijft dus gelijk aan 400. De variantieratio moet dan 0.13 bedragen voor N-totaal, wat betekent dat de standaardafwijking van het geschatte gemiddelde ca. 0.11 mg/l N-totaal mag bedragen (vergelijking (3.1) en (3.6)). Volgens figuur 3 is dit te realiseren met ca. 15-17 meettijdstippen. Het aantal monsters per tijdstip moet meer dan ca. 50 bedragen (figuur 2).

Het aantal equivalente waarnemingen zou voor een onderscheidingsvermogen van 0.8 voor toetsing van P-totaal circa 180 moeten bedragen (figuur 4). Uit een analyse zoals hierboven is gevolgd voor N-totaal blijkt dat de gemiddelde concentratie P-totaal niet nauwkeurig is te toetsen tegen redelijke kosten. Het aantal meettijdstippen zou circa 180 per zomerhalfjaar moeten bedragen, met 50 monsters per dag. Toetsing van de ruimte-tijdgemiddelde concentratie P-totaal in het zomerhalfjaar blijkt in deze *case study* niet mogelijk te zijn tegen redelijke kosten, als een afwijking van 0.0225 mg/l (15 %) ten opzichte van de MTR-waarde van 0.15 mg/l voor P-totaal relevant is. Het aantal te selecteren zou dan circa 180 moeten bedragen om een onderscheidingsvermogen van 0.8 te kunnen realiseren. Als een overschrijding van de MTR-waarde van tenminste 50 % moet worden aangetoond, dan kan in deze *case study* voor P-totaal worden getoetst met een onderscheidingsvermogen van 0.8, bij dezelfde meetinspanning als voor N-totaal, namelijk 15 tot 17 tijdstippen en tenminste 50 locaties per tijdstip.

Omdat een nauwkeurige toetsing van de gemiddelde concentratie P-totaal binnen het beschikbare projectbudget niet mogelijk blijkt te zijn, beperken wij ons nu tot toetsen voor N-totaal. Voor toetsing van gemiddelde concentraties adviseren we om op het bedrijf van de familie Spruit per tijdstip 50 monsters te nemen en op het Praktijkcentrum Zegveld 75, en te streven naar vijf aselechte meettijdstippen per twee maanden.



Figuur 4 Benodigde steekproefomvang bij verschillende kansen  $\beta$  op fouten van de tweede soort.  $\Delta$  is de kleinste relevant geachte afwijking,  $\tilde{s}$  is een geschatte standaardafwijking van de populatie,  $n$  is de benodigde steekproefomvang. Van links naar rechts:  $\beta=0.5, 0.4, 0.35, 0.3, 0.25, 0.2, 0.15, 0.1, 0.05, 0.01$

Voor het winterhalfjaar zijn geen normen vastgesteld waaraan de ruimte-tijdgemiddelden getoetst moeten worden. Er behoeven voor het winterhalfjaar dus geen varianties te worden geschat. Daarom kan worden volstaan met het analyseren van mengmonsters in de zomer.

## 4.2 Schatting van afgegeven hoeveelheden

Het aantal monsters voor het schatten van de afgifte van N en P aan het regionale afwateringssysteem is om operationele redenen gelijk aan het aantal meettijdstippen bij de schatting van ruimte-tijdgemiddelden. De monsters worden verzameld volgens het zelfde gestratificeerde aselechte steekproefontwerp als bij de schatting van ruimte-tijdgemiddelden. De monitoring wordt volgens dit ontwerp in het winterhalfjaar voortgezet, om ook voor het winterhalfjaar en het gehele jaar de hoeveelheden N en P die door een bedrijf aan het regionale afwateringssysteem worden geleverd te kunnen schatten.

## 5 Statistische verwerking

### 5.1 Inleiding

Dit hoofdstuk beschrijft de statistische methoden waarmee uit de analyseresultaten de doelgrootheden kunnen worden geschat. Paragraaf 5.2 geeft de methode voor het schatten van de gemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal in het oppervlaktewater van een bedrijf in het zomerhalfjaar. Paragraaf 5.3 gaat in op het schatten van de hoeveelheden N-totaal en P-totaal die een bedrijf jaarlijks 'levert' aan het regionale afwateringssysteem. De toetsing van de concentraties en hoeveelheden aan de KRW-normen wordt beschreven in paragraaf 5.4.

### 5.2 Schatting van ruimte-tijdgemiddelde concentraties

Nadat de monsters volgens de procedure die is beschreven in Bijlage 5 zijn gemengd en geanalyseerd, is voor elk tijdstip  $i$  in temporeel stratum  $h$  een schatting bekend van het ruimtelijk gemiddelde  $z_{hi}$  van de concentraties N-totaal en P-totaal. Deze ruimtelijk gemiddelden volgen namelijk uit de bepalingen aan de mengmonsters, zoals beschreven in bijlage 5, paragraaf B5.1. Uit deze ruimtelijke gemiddelden kan het ruimte-tijdgemiddelde als volgt worden geschat:

1. eerst schatten we de temporele stratungemiddelden voor  $h$ ,  $h=1...H$  temporele strata:

$$\hat{z}_h = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} z_{hi} ,$$

met  $n_h$  het aantal waarnemingen in temporeel stratum  $h$ .

2. vervolgens schatten we uit de  $H$  temporele stratungemiddelden het ruimte-tijdgemiddelde:

$$\hat{z}_{RT} = \sum_{h=1}^H W_h \hat{z}_h ,$$

waarin  $W_h, h=1, \dots, H$  de stratungewichten zijn die voor  $H$  strata sommeren tot 1.

De variantie van het ruimte-tijdgemiddelde  $\hat{z}_{RT}$  wordt geschat met

$$\hat{V}(\hat{z}_{RT}) = \sum_{h=1}^H W_h^2 \hat{V}(\hat{z}_h) ,$$

waarin  $\hat{V}(\hat{z}_h)$  de geschatte variantie is van  $\hat{z}_h$ :

$$\hat{V}(\hat{z}_h) = \frac{1}{n_h(n_h - 1)} \sum_{i=1}^{n_h} (z_{hi} - \hat{z}_h)^2 .$$

De standaardfout van het ruimte-tijdgemiddelde  $\hat{z}_{RT}$  wordt geschat met  $\sqrt{\hat{V}(\hat{z}_{RT})}$ .

### 5.3 Schatting van afgegeven hoeveelheden

Op de punten waar water het bedrijf in- en uitstroomt worden concentraties en debieten gemeten. De metingen vinden in het zomerhalfjaar plaats op dezelfde tijdstippen als waarop monsters zijn genomen voor het schatten van ruimte-tijdgemiddelde concentraties. Er wordt dus in de tijd bemonsterd volgens een gestratificeerd aselect steekproefontwerp. We veronderstellen dat de vracht het product is van concentratie en debiet. De schattingsprocedure is nu als volgt:

1. voor elk meetpunt  $k$  wordt voor elk tijdstip  $i_h = 1 \dots n_h, h = 1 \dots H$  de hoeveelheid  $N$  en  $P$  die per tijdseenheid de locatie passeert berekend uit debiet en concentratie. Deze hoeveelheid noemen we  $a_{ki}$ ;
2. instromende hoeveelheden krijgen een minteken, uitstromende een plusteken;
3. per meetpunt worden de gemiddelde hoeveelheden  $N$  en  $P$  die per tijdseenheid in- of uitstromen berekend voor het zomer- en het winterhalfjaar:

$$\hat{a}_k = \sum_{h=1}^H W_h \hat{a}_{kh},$$

waarin  $\hat{a}_{kh}$  het gemiddelde voor stratum  $h$  is:

$$\hat{a}_{kh} = \frac{1}{n_h} \sum_{i=1}^{n_h} a_{ki};$$

4. de gemiddelde hoeveelheden worden gesommeerd over de  $k$  locaties:

$$\hat{a} = \sum_{k=1}^H \hat{a}_k.$$

Als  $\hat{a}$  negatief is, dan blijft er gemiddeld over de monitoringperiode  $N$  of  $P$  achter op het bedrijf. Is  $\hat{a}$  positief, dan voegt het bedrijf  $N$  en  $P$  toe aan het regionale afwateringssysteem;

5. de totale hoeveelheden die per jaar of per halfjaar worden toegevoegd of opgenomen kunnen worden berekend door het gemiddelde per tijdseenheid  $\hat{a}$  te vermenigvuldigen met de lengte van de monitoringperiode, uitgedrukt in de betreffende tijdseenheid.

De hoeveelheden  $\hat{a}$  behoeven niet uitsluitend door bemesting aan het oppervlaktewater te zijn toegevoegd; Van Beek *et al.* (2004) tonen aan dat kwel vanuit diepe veenlagen, mineralisatie en inlaatwater belangrijke bronnen zijn van stikstof en fosfor in het oppervlaktewater in het veenweidegebied.

### 5.4 Toetsing aan KRW-normen

Of het ruimte-tijdgemiddelde  $\hat{z}_{RT}$  de KRW-norm 'C' onderschrijdt wordt getoetst met een Student's  $t$ -toets met

$H_0$ : het ruimte-tijdgemiddelde is groter of gelijk aan de norm,  $\hat{z}_{RT} \geq C$ , en

$H_1$ : het ruimte-tijdgemiddelde is kleiner dan of gelijk aan de norm,  $\hat{z}_{RT} < C$ .

Er wordt éénzijdig getoetst, omdat we immers uitsluitend in onderschrijding van de norm geïnteresseerd zijn.

De toetsingsgrootte wordt berekend met

$$t = \frac{\sum_{h=1}^H W_h (\hat{z}_h - C)}{\left( \sum_{h=1}^H (W_h^2 \hat{V}(z_h) / n_h) \right)^{1/2}},$$

waarin

$$\hat{V}(z_h) = \frac{1}{n_h - 1} \sum_{i=1}^{n_h} (z_i - \hat{z}_h)^2.$$

De nulhypothese wordt verworpen als  $t$  kleiner dan een bepaalde kritieke waarde is. Deze kritieke  $t$ -waarde hangt af van het aantal vrijheidsgraden van de toets en de gekozen onbetrouwbaarheidsdrempel  $\alpha$ . Meestal wordt voor  $\alpha = 0.05$  gekozen. Omdat wij eenzijdig toetsen, moeten wij in tabellen voor tweezijdige kritieke  $t$ -waarden deze aflezen bij  $\alpha = 0.10$ .

Het aantal vrijheidsgraden kan in het geval van een gestratificeerde aselechte steekproef worden benaderd met het *effectieve* aantal vrijheidsgraden (Cochran, 1977, blz. 96):

$$n_e = \frac{\left( \sum_{h=1}^H g_h \hat{V}(z_h) \right)^2}{\sum_{h=1}^H \frac{g_h^2 \hat{V}^2(z_h)}{n_h - 1}}.$$

Voor  $g_h$  kan een heel groot getal, bijvoorbeeld 1000000, worden ingevuld. Het effectieve aantal vrijheidsgraden  $n_e$  ligt tussen de kleinste van de waarden  $(n_h - 1)$  en hun som.

Het onderscheidingsvermogen van de toets kan worden berekend volgens de procedure die in paragraaf 4.1 is beschreven voor de bepaling van het benodigd aantal waarnemingen.



## 6 Conclusies en aanbevelingen

### 6.1 Conclusies monitoringstrategie

Het doel van de monitoring van de oppervlaktewaterkwaliteit op melkveebedrijven in het veenweidegebied is om te beoordelen of de kwaliteit voldoet aan de KRW-normen. Voor de toetsing van ruimte-tijdgemiddelde concentraties N-totaal en P-totaal blijkt monitoring volgens een tweetrapssteekproef met een synchroon design, waarbij op  $n$  aselekt geselecteerde tijdstippen op  $m$  aselekte geselecteerde locaties een watermonster wordt genomen, een efficiënte strategie te zijn. Om een goede spreiding in tijd te bereiken wordt gestratificeerd naar tweemaandelijke perioden, en om een goede ruimtelijke spreiding te bereiken wordt gestratificeerd naar sloot.

Voor toetsing van de afgegeven hoeveelheden N-totaal en P-totaal aan de KRW-normen is een strategie ontwikkeld waarbij op  $n$  aselekt geselecteerde tijdstippen op de locaties waar water het bedrijf in- uitstroomt een meting van concentratie en debiet plaatsvindt. De tijdstippen zijn voor wat het zomerhalfjaar betreft dezelfde als bij de monitoring voor toetsing van ruimte-tijdgemiddelde concentraties. De monitoring van vrachten blijkt moeilijk te zijn. De natte omtrek en het debiet blijken niet nauwkeurig te kunnen worden geschat, waardoor de onzekerheid over de vrachten groot is.

Uit de analyse van het benodigde aantal monsters voor het toetsen van ruimte-tijdgemiddelde concentraties aan KRW-normen blijkt dat vaker meten tot hogere nauwkeurigheid leidt dan op meer locaties meten. Het verzamelen van de monsters in het veld blijkt de voornaamste kostenpost te zijn; laboratoriumanalyses zijn relatief goedkoop omdat bij de gekozen synchrone monitoringstrategie kan worden volstaan met de analyse van mengmonsters. Het is wel belangrijk dat bij de menging van de monsters rekening wordt gehouden met de proporties van de strata waar de monsters uit afkomstig zijn. De kosten van zowel het veldwerk als de laboratoriumbepalingen kunnen worden gereduceerd als de methode van monitoring eenmaal operationeel is.

Het risico dat ten onrechte wordt geconcludeerd dat de ruimte-tijdgemiddelde concentraties niet voldoen aan de KRW-normen dient klein te zijn. Dit risico houdt voor de melkveehouder in dat er ten onrechte beperkingen in de bedrijfsvoering kunnen worden opgelegd. Als dit risico maximaal 0.2 mag zijn, en een afwijking van 0.33 mg/l (15 %) ten opzichte van de MTR-waarde van 2.2 mg/l voor N-totaal relevant is, dan zou er 15-17 maal per zomerhalfjaar moeten worden gemeten op telkens tenminste 50 locaties. Toetsing van de ruimte-tijdgemiddelde concentratie P-totaal in het zomerhalfjaar blijkt in deze *case study* niet mogelijk te zijn tegen redelijke kosten, als een afwijking van 0.0225 mg/l (15 %) ten opzichte van de MTR-waarde van 0.15 mg/l voor P-totaal relevant is. Het aantal te selecteren zou dan circa 180 moeten bedragen om een onderscheidingsvermogen van 0.8 te kunnen realiseren. Als een overschrijding van de MTR-waarde van tenminste 50 % moet worden

aangetoond, dan kan in deze *case study* voor P-totaal worden getoetst met een onderscheidingsvermogen van 0.8 bij dezelfde meetinspanning als voor N-totaal, namelijk 15 tot 17 tijdstippen en tenminste 50 locaties per tijdstip.

Uitgaande van toetsing van de ruimte-tijdgemiddelde concentratie N-totaal in het zomerhalfjaar kan worden geconcludeerd dat er tenminste 15 maal per zomerhalfjaar zou moeten worden gemeten op telkens tenminste 50 locaties, wil het risico van onterechte beperkende maatregelen voor melkveehouders aanvaardbaar zijn. Bij temporele strata van twee maanden zou dit neerkomen op tenminste vijf meetsessies per twee maanden. Voorts kan worden geconcludeerd dat de ontwikkelde monitoringstrategie voldoet aan hetgeen de Kaderrichtlijn Water voorschrijft voor operationele monitoring, en aansluit bij de Europese Guidance (Littlejohn *et al.*, 2002), de nationale leidraden voor monitoring (CIW, 2001a en b) en het Handboek Kaderrichtlijn Water (RIZA, 2005). De Leidraad Monitoring (CIW, 2001a) geeft 10 à 15 locaties per waterschap als richtlijn voor de monitoring op regionale schaal van nutriënten in wateren die door de landbouw worden beïnvloed. Op de lokale schaal van individuele melkveehouderijen overschrijden wij dit aantal ruimschoots. In de Kaderrichtlijn Water en de Guidance (Littlejohn *et al.*, 2002) worden frequenties genoemd waarmee in de tijd moet worden waargenomen. De frequenties zijn vermeld als waarnemingen per tijdseenheid; niet vermeld wordt of de intervallen regelmatig of onregelmatig zijn. Wij kiezen wij in deze studie voor een onregelmatige meetfrequentie met tijdstippen die zijn geselecteerd volgens een kanssteekproef. Op deze manier kan modelvrij worden getoetst, dat wil zeggen dat er geen veronderstellingen behoeven te worden gedaan over verdeling en samenhang. In de monitoringstrategie die in deze studie is ontworpen is de frequentie in elk geval gelijk aan of hoger dan de frequenties die in de Guidance worden genoemd voor monitoring van nutriënten in rivieren, meren, overgangs- en kustwateren.

## 6.2 Aanbevelingen monitoringstrategie

De volgende aanbevelingen kunnen worden gedaan om de nauwkeurigheid van de monitoring te verhogen en de kosten te reduceren:

1. Het is aan te bevelen het minimum aantal tijdstippen van bemonstering opnieuw te berekenen als er na een zomerhalfjaar nieuwe, nauwkeurige informatie beschikbaar is over de temporele variatie van concentraties N-totaal en P-totaal. Het is eveneens aan te bevelen om in eerste instantie ook bepalingen aan afzonderlijke monsters te doen, teneinde een beeld te krijgen van de ruimtelijke variaties en de noodzaak om het aantal monsters per meettijdstip bij te stellen.
2. Onderzocht zou moeten worden of de nauwkeurigheid kan worden verhoogd en de kosten kunnen worden verlaagd door te monitoren op het niveau van afwateringseenheden, i.c. polders in het veenweidegebied, in plaats van individuele bedrijven. Vrachten kunnen dan veel nauwkeuriger en efficiënter worden geschat. Een ander argument dat pleit voor monitoring van afwateringseenheden in plaats van individuele bedrijven is dat zich dan niet de vraag voordoet aan welk bedrijf de kwaliteit van het water in een grensloot moet worden toegerekend. Deze vraag doet zich bij monitoring op bedrijfsniveau voor,



zowel bij de monitoring van ruimte-tijdgemiddelde concentraties als bij de monitoring van vrachten. Monitoring van vrachten op de uitstroompunten van polders sluit goed aan bij de Leidraad Monitoring (CIW, 2001a) en de Leidraad Monitoring Eutrofiëring (CIW, 2001b). Bovendien past operationele monitoring op het niveau van polders in het veenweidegebied goed in de gedetailleerde schaal waarop volgens het Handboek Kaderrichtlijn Water (RIZA, 2005) bepaald moet worden of maatregelen effect hebben gehad.

3. Bij het ontwerp van de monitoringstrategie is ervan uitgegaan dat er geen hulpinformatie beschikbaar is. Er kunnen echter metingen van concentraties N-totaal en P-totaal beschikbaar zijn die voor andere doeleinden zijn verricht, zoals voor de lokalisering van *hot spots* of voor procesonderzoek. Ondanks het feit dat de meetlocaties dan niet volgens een kanssteekproef zijn geselecteerd, kunnen de metingen toch worden gebruikt bij het schatten van ruimtelijke gemiddelden met behulp van zogenaamde regressieschatters. Het verdient aanbeveling om de methode die Brus en De Gruijter (2003) ontwikkelden voor het schatten van ruimtelijke gemiddelden uit te breiden voor het toetsen van ruimte-tijdgemiddelden. De methode van regressieschatters biedt ook de mogelijkheid om hulpvariabelen te gebruiken bij het schatten van gemiddelden. Dit kunnen goedkope, minder nauwkeurige metingen van concentraties zijn. Ook op dit punt kan de strategie worden uitgebreid.

### 6.3 Overige aanbevelingen

Tijdens het ontwikkelen van de monitoringstrategie ontstonden de volgende ideeën met betrekking tot de waterkwaliteit in het veenweidegebied:

1. Belangrijke bronnen van de stikstof- en fosforbelasting van het oppervlaktewater in het veenweidegebied kunnen kwel vanuit diepe veenlagen, mineralisatie en inlaatwater zijn (Van Beek *et al.*, 2004). Bemesting is soms slechts ten dele (ca. 30-50 %) een bron. Bij het vaststellen van de KRW-normen is het dus belangrijk om het natuurlijke niveau van de concentraties stikstof en fosfor in het oppervlaktewater te kennen.
2. Bij *compliance* of *operationele monitoring* zijn boeren niet direct betrokken. Na een meet sessie krijgen zij inzicht in de toestand van het oppervlaktewater en kunnen zij conclusies trekken met betrekking tot hun bedrijfsvoering. Wij bevelen aan om, los van *compliance monitoring*, te stimuleren dat boeren zelf met behulp van eenvoudige technieken de kwaliteit van het oppervlaktewater volgen. Deze monitoring, die gericht is op de samenhang tussen bedrijfsvoering en waterkwaliteit, zou aan kunnen sluiten bij de ‘doe-het-zelftests’ die door Van Dokkum *et al.* (2000) zijn ontwikkeld. In Bijlage 7 gaan wij hier nader op in.



## Literatuur

- Alterra, 2004. *Kwaliteitsbandboek Laboratoria Alterra, Editie 03-02*. Alterra, Wageningen.
- Anonymus, 2000. *Richtlijn 2000/60/EG van het Europees parlement en de Raad van 23 oktober 2000 tot vaststelling van een kader voor communautaire maatregelen betreffende het waterbeleid*. Publicatieblad van de Europese Gemeenschappen
- Beek, C.L. van, G.A.P.H. van den Eertwegh, F.H. van Schaik, G.L. Velthof en O. Oenema, 2004. The contribution of dairy farming on peat soil on N and P loading of surface water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **70**(1): 85-95.
- Brus, D.J. en J.J. de Gruijter, 2003. A method to combine non-probability sample data with probability sample data in estimating spatial means of environmental variables. *Environmental Monitoring and Assessment* **83**: 303-317.
- CIW (Commissie Integraal Waterbeheer), 2001a. *Leidraad monitoring. Definitief rapport*.
- CIW, 2001b. *Leidraad monitoring eutrofiëring. Definitief rapport*.
- Cochran, W.G., 1977. *Sampling Techniques*. New York, Wiley.
- Dokkum, H.P. van, N. de Boer, G. Counotte, J. Harmsen, I.R.M. Hovenkamp-Obbema, G.A.L. Meijer en P. Prins, 2000. *Protocol voor de beoordeling van de bruikbaarheid van oppervlaktewater als veedrinkwater*. Apeldoorn, TNO-MEP Rapport R 2000/310.
- Gruijter, J.J. de, D.J. Brus, M.F.P. Bierkens en M. Knotters (in prep.). *Sampling for Natural Resource Monitoring*. Berlijn, Springer.
- Littlejohn, C., S. Nixon, G. Casazza, C. Fabiani, G. Premazzi, P. Heinonen, A. Ferguson en P. Pollard, 2002. *Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive. Final Draft*. Brussel, Common Implementation Strategy Working Group 2.7 Monitoring.
- Ministerie van VROM, 2001. *Een wereld en een wil: werken aan duurzaamheid: nationaal milieubeleidsplan 4*. 's-Gravenhage, Ministerie van VROM.
- Oude Voshaar, J.H., 1994. *Statistiek voor onderzoekers*. Wageningen, Wageningen Pers.
- RIZA, 2005. *Handboek Kaderrichtlijn Water*. [www.kaderrichtlijnwater.nl](http://www.kaderrichtlijnwater.nl).
- Snedecor en Cochran, 1989. *Statistical Methods*. Ames, Iowa State University Press.

Vos, J.A. de en J. van Kleef, 2004. *Grond- en oppervlaktewater. In: M.P.W. Sonneveld en J. Bouma (Eds.) Onderzoek op het bedrijf Spruit; Tussenrapportage voor 2004.* Wageningen UR-Bodemkunde en Geologie. Intern rapport 2004-043.

## Bijlage 1 Tijdstippen monsternamen

Elke twee maanden worden er op tenminste twee dagen monsters genomen, telkens op andere locaties. De 1 in kolom "maand" geeft aan dat de dag in de eerste maand van het groepje van twee maanden valt, de 2 dat de dag in de tweede maand van het groepje valt.

Voorbeeld: Twee monsters per twee maanden. Het eerste groepje van twee maanden waarin twee punten vallen bestrijkt de maanden april en mei. Volgens de lijst moet er dan op 6 en op 30 mei worden bemonsterd. De tweede groep van twee maanden bestaat uit juni en juli. Er moet dan op 19 juni en 3 juli worden bemonsterd. Enzovoort.

**Let op:** tijdstippen worden getrokken met teruglegging. Dit kan inhouden dat er tweemaal op één dag moet worden bemonsterd. Mocht dit operationeel niet haalbaar zijn, dan moet de bemonstering de volgende dag worden voortgezet.

Valt een geselecteerde dag in het weekend of op een zon- of feestdag, dan vervalt deze en komt de eerstvolgende in de lijst ervoor in de plaats.

maand	dag
2	30
2	6
2	3
1	19
2	18
1	12
2	11
1	21
1	21
1	4
1	31
1	23
1	28
1	4
1	24
1	7
1	21
1	26
2	3
2	26
2	11
1	24
2	8
1	29
1	28
2	7
2	22
2	12
1	4
1	5
2	4
2	21
1	16
1	24

1	28
1	23
1	14
2	3
1	3
2	22
2	5
2	23
1	28
2	10
2	27
1	13
1	22
1	22
1	7
1	26
2	20
2	2
1	13
1	14
1	16
2	15
1	27
2	22
2	10
1	7

## Bijlage 2 Stratificatie van sloten, stratumgewichten

Tabel B1.1 Stratificatie naar sloot op Praktijkcentrum Zegveld. Aantal monsters per sloot bij  $m=75$

slootnummer	oppervlakte (m <sup>2</sup> )	stratumgewicht	aantal monsters
19	6867.2230	0.067356	5
26	10583.9470	0.103811	8
33	2871.5720	0.028165	2
35	1900.5610	0.018641	1
1000	1827.2520	0.017922	1
1001	614.5120	0.006027	1
1003	1704.5930	0.016719	1
1004	2249.3110	0.022062	1
1005	1959.1610	0.019216	1
1006	2000.0830	0.019618	1
1007	1761.4010	0.017276	1
1008	1894.2150	0.018579	1
1009	2654.7020	0.026038	2
1010	879.9790	0.008631	1
1011	776.9850	0.007621	1
2000	1643.2240	0.016117	1
2001	1486.4180	0.014579	1
2002	1861.0340	0.018254	1
2003	393.1740	0.003856	1
2004	2330.5830	0.022859	1
2005	8472.2940	0.083099	6
2006	1637.5950	0.016062	1
2007	662.5110	0.006498	1
2008	915.3350	0.008978	1
2009	950.7280	0.009325	1
2010	1002.4610	0.009833	1
2011	671.6640	0.006588	1
2012	699.0860	0.006857	1
2013	1035.6360	0.010158	1
2014	2416.8000	0.023705	2
2015	1030.9480	0.010112	1
2016	8255.2300	0.08097	6
2017	1186.1200	0.011634	1
2018	4921.4420	0.048271	3
2019	5754.9440	0.056447	4
2020	1157.1250	0.01135	1
2021	1240.1020	0.012163	1
2022	1495.2980	0.014666	1
2023	1533.9940	0.015046	1
2024	1635.8930	0.016045	1
2025	4451.6870	0.043664	3
2026	910.6920	0.008932	1
2027	1656.2320	0.016245	1

Tabel B1.2 Stratificatie naar sloot op het bedrijf van de familie Spruit. Aantallen monsters per sloot, bij  $m=50$

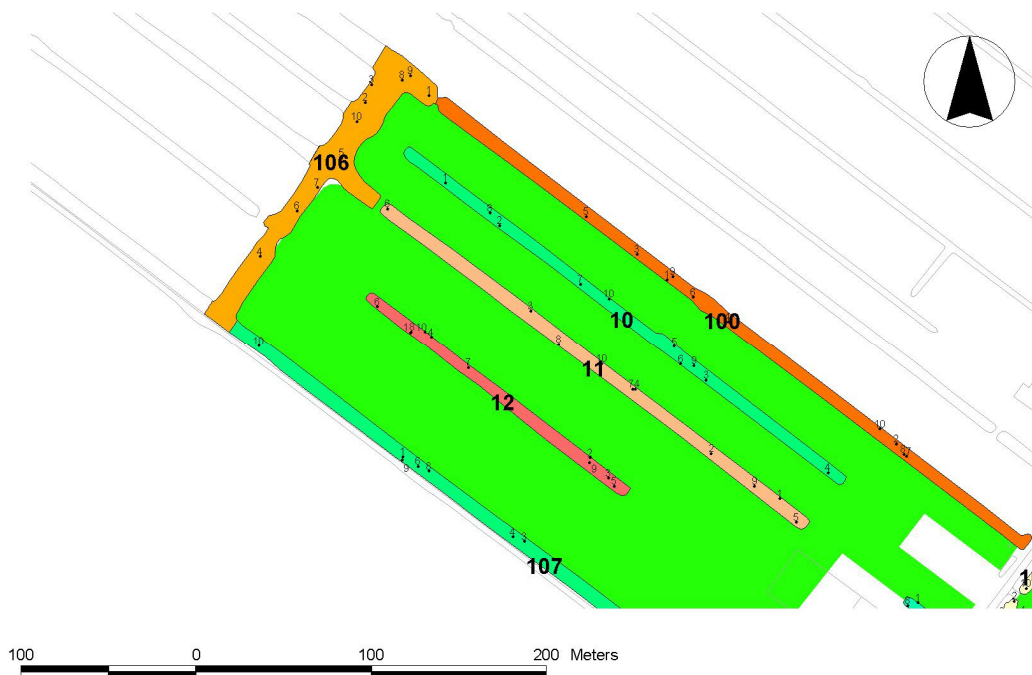
slootnummer	oppervlakte (m <sup>2</sup> )	stratumgewicht	aantal monsters
1	3199.6780	0.048490958	2
3	5107.9070	0.077410072	4
6	11846.9430	0.179539821	9
10	2103.1110	0.031872541	2
11	2297.3030	0.034815511	2
12	1261.0670	0.019111407	1
14	4870.6870	0.073815015	4
16	241.8320	0.003664952	1
17	3167.4420	0.048002423	2
22	3497.9410	0.053011119	3
99	1187.7010	0.017999549	1
100	3030.6720	0.045929681	2
101	2694.7870	0.040839361	2
102	973.1330	0.014747781	1
103	3219.8690	0.048796952	2
104	3190.7860	0.0483562	2
105	2199.0500	0.033326491	2
106	3426.3410	0.051926024	2
107	3489.8110	0.052887909	3
108	4978.9830	0.075456235	4



### Bijlage 3 Locaties van de slootmonsters

Zie locaties\_zegveld.xls en locaties\_spruit.xls. Toelichting van de files: zie Bijlage 6. Overzicht van de sloten: zie sloten\_zegveld.zip en sloten\_spruit.zip.

- Minimaal één monster per sloot per keer nemen.
- Werken op volgorde van de lijst in de xls-files.
- Het aantal monsters dat telkens per sloot moet worden genomen staat in Bijlage 1 vermeld. De xls-files bevatten voor elke sloot ruimschoots genoeg reservepunten, mocht een monsterpunt niet bereikbaar zijn. Figuur B3.1 geeft een voorbeeld van enkele strata waarin de eerste tien punten met volgnummer zijn afgedrukt. De volgorde van de lijst in de xls-files dient te worden gehandhaafd.



*Figuur B3.1 Voorbeeld van de locaties voor monsternamen. Per stratum zijn de eerste tien punten met volgnummer afgedrukt.*



## Bijlage 4 Veldprotocollen

### B4.1 Inleiding

Deze bijlage beschrijft stapsgewijs wat er in het veld moet gebeuren. Het is belangrijk dat de instructies goed worden opgevolgd, met name voor wat betreft de bepaling van meettijdstippen en meetlocaties. Afwijkingen van de procedure kunnen leiden tot onnauwkeurige schattingen van de bedrijfsgemiddelde concentraties in het zomerhalfjaar. We maken onderscheid tussen het veldprotocol voor ruimte-tijdgemiddelden en het veldprotocol voor ‘geleverde hoeveelheden’.

### B4.2 Veldprotocol voor ruimte-tijdgemiddelden

1. De volgende informatie is nodig:
  - Een lijst met meettijdstippen (Bijlage 1);
  - Een lijst met slootnummers en aantallen monsters die per sloot telkens moeten worden genomen (Bijlage 2), en kaartjes met de ligging van de sloten (kaartjes, schaal 1:1500 met de eerste 10 gelote locaties en de slootnummers, en overzichtskaartjes in de bestanden sloten\_zegveld.zip en sloten\_spruit.zip);
  - Een lijst met voor elke sloot locaties van bemonsteringspunten (Bijlage 3, files locaties\_zegveld.xls en locaties\_spruit.xls, Bijlage 6), en een GPS waarin deze locaties zijn ingevoerd.
2. Selecteer een aantal meettijdstippen voor een periode van twee maanden. De lijst in Bijlage 1 geeft het maandnummer (1 en 2) en het dagnummer. Zaterdagen en zon- en feestdagen worden overgeslagen. **Let op:** het is een steekproef *met* teruglegging. Het kan daarom voorkomen dat een datum tweemaal is geselecteerd. Op deze datum moeten tweemaal monsters worden genomen, echter op verschillende locaties (zie punt 3). Mocht de dubbele monsternamen niet op één dag kunnen worden afgerond, dan mag op de volgende dag de monsternamen worden afgemaakt. Voor de zomerperiode (juli/augustus) valt augustus af wegens vakantie. De data in juli zijn 19 juli, 12 juli, 21 juli, 21 juli, 4 juli, 23 juli en 28 juli. Het Praktijkcentrum Zegveld kan bemonsterd worden op 12 en 19 juli. Het bedrijf van de familie Spruit op 21 juli en op 21-22 juli (vanwege de loting met teruglegging). Mocht er door onvoorziene omstandigheden die zich vóór de maand juli openbaren op een van deze data niet kunnen worden bemonsterd, dan wordt uitgeweken naar de eerstvolgende reservedatum, 23 juli (4 juli kan praktisch niet meer gerealiseerd worden). **Waarschuwing:** omdat het een steekproef in de tijd betreft, kan niet worden uitgeweken naar datums die zijn geloot op een tijdstip dat al gepasseerd is. Daarom bestaat het risico dat tijdstippen die later in de periode van twee maanden vallen meer kans hebben geloot te worden dan tijdstippen die in het begin van de periode vallen. Het is belangrijk dat alle tijdstippen in een periode van twee maanden evenveel kans maken geloot te worden. Oververtegenwoordiging van het eind van de periode is dus niet gewenst. **Dit is alleen te realiseren door het veldwerk ruim van te voren te plannen!**

- Gedurende de meetperiode kan niet meer naar reservetijdstippen worden uitgeweken!
3. Belangrijk is dat alle monsters die in het veld genomen worden even groot zijn, dus één en hetzelfde volume hebben.
  4. Op het etiket van het monster moeten de datum, het bedrijf en het slootnummer worden vermeld.
  5. Per meettijdstip moeten 75 monsters van gelijk volume op het Praktijkcentrum Zegveld worden genomen, en 50 van gelijk volume op het bedrijf van de familie Spruit. De monsters zijn verdeeld over de sloten op de bedrijven, zie Bijlage 2. Op de kaartjes met de eerste 10 monsterpunten per sloot, schaal 1:1500, staan ook de slootnummers. De jpg-files in sloten\_zegveld.zip en sloten\_spruit.zip geven een overzicht van de ligging van de sloten. Bijlage 2 geeft het aantal monsters dat per sloot per meettijdstip moet worden genomen. De locaties worden per sloot gegeven in de files locaties\_zegveld.xls en locaties\_spruit.xls. Elke locatie wordt maar één keer bemonsterd, de lijsten in de xls-files worden in volgorde afgewerkt. **Bijvoorbeeld:** slootnummer 33, Zegveld, 2 monsters per meettijdstip. Op 12 juli wordt bemonsterd op locatie 1 (x=117083,y=460921) en 2 (x=117149,y=460726). Op 19 juli wordt bemonsterd op locatie 3 (x=117097,y=460897) en 4 (x=117149,y=461119). De lijsten in de xls-files bevatten genoeg locaties om in juli mee vooruit te kunnen; de kaartjes 1:1500 geven alleen ligging van de eerste 10 locaties per sloot weer, omdat het anders onoverzichtelijk zou worden. De locaties zitten ook in een GPS. In combinatie met een print van de xls-files moeten de locaties in het veld op te sporen zijn.
  6. De **exacte locatie** in de sloot kan zowel aan de rand als ergens in het midden liggen. Omdat de sloten nogal breed zijn willen we zoveel mogelijk de exacte locatie benaderen. Een rubberbootje kan misschien uitkomst bieden, of een lange arm!
  7. Tijdens het veldwerk worden de bijzonderheden genoteerd die naar bevinding van de veldmedewerker van belang zijn voor het onderzoek.
  8. De monsters dienen tot de bepaling gekoeld te worden opgeslagen.

### B4.3 Veldprotocol voor ‘geleverde hoeveelheden’

Naast bemonstering ten behoeve van het schatten van de gemiddelde concentratie N-totaal en P-totaal op een bedrijf, vindt er een bemonstering plaats ten behoeve van het schatten van de hoeveelheden N-totaal en P-totaal die een bedrijf ‘levert’ aan het regionale watersysteem. De procedure is als volgt:

1. De metingen vinden op dezelfde tijdstippen plaats als bij ‘schatting ruimtetijdgemiddelden’;
2. Neem op locaties waar oppervlaktewater het bedrijf instroomt en uitstroomt een oppervlaktewatermonster. Een kaartje met locaties voor het bedrijf van de familie Spruit is toegestuurd. De locaties voor het Praktijkcentrum Zegveld dienen in het veld te worden bepaald in overleg met de deskundige ter plaatse;
3. Bepaal de natte doorsnede van de locatie;
4. Meet het debiet ten tijde van de monstername;

5. Vermeld op het etiket of het in- of uitstroming betreft, de datum en de naam van het bedrijf;
6. Sla het monster tot de bepaling gekoeld op.



## Bijlage 5 Procedures voor het mengen van monsters

### B5.1 Menging voor ‘ruimte-tijdgemiddelden’

Voor een nauwkeurige schatting van het ruimte-tijdgemiddelde gehalte N-totaal en P-totaal moeten de monsters als volgt worden gemengd:

1. In het veld worden monsters van gelijk volume verzameld. De monsters worden voorzien van een label met het nummer van de sloot waaruit zij afkomstig zijn. Dit levert voor  $H$  sloten  $\sum_{h=1}^H m_h$  monsters van gelijk volume op, met  $m_h$  het aantal monsters in sloot  $h, h=1 \dots H$ ;
2. In het laboratorium worden voor elke sloot  $h$  de  $m_h$  monsters gemengd. Dit levert  $H$  mengmonsters op, voor elke sloot één;
3. Uit elk van de  $H$  mengmonsters wordt een monster genomen met een volume dat evenredig is aan het slootoppervlak. Deze slootoppervlakten staan vermeld in Bijlage 1. Dit levert  $H$  monsters op met volumina die evenredig zijn aan de slootoppervlakten;
4. De  $H$  monsters met volumina die evenredig zijn aan de slootoppervlakten worden gemengd tot één mengmonster. Let op: alles wordt bij elkaar gevoegd, omdat anders de uiteindelijke bepaling geen nauwkeurige schatting van bedrijfs-gemiddelde concentraties oplevert;
5. Aan het mengmonster worden de concentraties N-totaal en P-totaal bepaald. Dit zijn de schattingen voor de ruimtelijk gemiddelde concentraties in het oppervlaktewater dat zich op een bedrijf bevindt op een bepaald tijdstip.

### B5.2 Menging voor het bepalen van ‘geleverde hoeveelheden’

1. Op in- en uitstroompunten zijn debietmetingen verricht en watermonsters genomen.
2. Op de etiketten is de datum, het bedrijf en of het een in- of uitstroompunt betreft vermeld.
3. Uit de monsters voor de instroompunten wordt één mengmonster samengesteld, waarbij de gemengde hoeveelheden evenredig zijn aan de hoeveelheid water die ten tijde van de monsternamen in één tijdseenheid (seconde) door de natte doorsnede ter hoogte van het monsterpunt stroomde (de afvoer, het debiet).
4. Stap 3 wordt ook uitgevoerd voor de monsters van de uitstroompunten.
5. Aan de mengmonsters worden de concentraties N-totaal en P-totaal bepaald.
6. Voor de instroompunten worden de gemiddelde concentraties vermenigvuldigd met het totale inkomende debiet. Dit wordt ook gedaan voor de uitstromende locaties. Het verschil tussen beide is de netto afgegeven hoeveelheid N-totaal en P-totaal op het meettijdstip.





## **Bijlage 6 Toelichting bij de bestanden**

### **locaties\_spruit.xls, locaties\_zegveld.xls**

kolom 1: slootnummer

kolom 2: volgnummer van het monster in de sloot

kolom 3: x-coördinaat locatie monster (m)

kolom 4: y-coördinaat locatie monster (m)

Opmerking: voor elke sloot is een selectie van locaties gegeven. Deze dienen in de volgorde van de lijst te worden bezocht. Elke locatie wordt maar eenmaal bemonsterd, zie het veldprotocol.

### **sloten\_spruit.zip, sloten\_zegveld.zip**

In deze zip-files bevinden zich jpg-files met overzichtskaartjes van de sloten met hun nummers.



## Bijlage 7 Bemonstering voor een ‘doe-het-zelftest’

### B7.1 Inleiding

Naast *compliance monitoring* ten behoeve van toetsing aan KRW-normen is het aan te bevelen om boeren zelf eenvoudig waarneembare, kwalitatieve variabelen te laten monitoren, zodat zij zelf in staat zijn de ontwikkeling in de kwaliteit van het oppervlaktewater te volgen. De boer kan deze informatie gebruiken om zijn bedrijfsvoering zodanig aan te passen dat de kwaliteit van het oppervlaktewater verbetert, indien dat nodig is. Ook kan hij uit deze informatie afleiden of het oppervlaktewater geschikt is als drinkwater voor vee. Van Dokkum *et al.* (2000) stelden voor deze zogenaamde ‘doe-het-zelftest’ een protocol op.

### B7.2 Selectie van waarnemingslocaties

Van Dokkum *et al.* (2000, blz. 22) beschrijven een procedure voor de selectie van locaties voor de doe-het-zelftests. Deze procedure is gericht op het opsporen van ‘risicovolle’ sloten. Er wordt geen duidelijk design beschreven, en er wordt geen minimaal aantal waarnemingen genoemd dat vereist is om aan een kosten- of een nauwkeurigheidscriterium te voldoen. Deze strategie is daarom niet geschikt voor *compliance monitoring* (zoals in Hoofdstuk 2 t/m 5), waarbij statistisch getoetst wordt. Het protocol van Van Dokkum *et al.* (2000) is toegesneden op de lokalisering van zogenaamde *hot spots*. Het advies is om bij de selectie van de waarnemingslocaties dit protocol te volgen, en deze vorm van monitoring dus los te zien van de compliance monitoring die in hoofdstuk 2 t/m 5 van dit rapport is beschreven.

Wij adviseren dat het aantal monsters per bedrijf dat per tijdstip wordt genomen tenminste ca. 10 bedraagt, en per sloot tenminste 2, om eenvoudige lineaire regressieanalyses mogelijk te maken. De monsters dienen te zijn verspreid over ‘risicosloten’ en ‘referentiesloten’ waarin het water naar verwachting schoon is. Voor overige aspecten van de doe-het-zelf-test verwijzen wij naar Van Dokkum *et al.* (2000).