Zuurstofvariatie in Nederlandse watertypen in relatie tot biologische waterkwaliteitscriteria

I. Doelstellingen en zuurstofmetingen

Inleiding

De zuurstofnormering is binnen de wereld van de waterkwaliteitsbeheerders al lange tijd onderwerp van discussie. Daarbij spitst de discussie zich voornamelijk toe op de relatie tussen een te hanteren zuurstofnorm en de daarmee samenhangende biologische waterkwaliteit. Wanneer er een norm gesteld wordt voor een milieuvariabele, gaat men er in het algemeen van uit, dat het ecosysteem daar geen grote negatieve effecten van mag ondervinden. Het stellen

W. VAN VIERSSEN
Vakgroep Natuurbeheer,
Landbouwuniversiteit,
Wageningen[1]

R. A. E. KNOBEN
Vakgroep Natuurbeheer,
Landbouwuniversiteit,
Wageningen[2]

H. H. TOLKAMP
Afdeling Waterkwaliteitsbeheer,
Waterschap Zuiveringschap
Limburg

van een norm voor een fysisch-chemische variabele is dus bedoeld om de negatieve beïnvloeding van het ecosysteem te minimaliseren en het routinematig controleren van deze beïnvloeding mogelijk te maken.
Voor het vaststellen van de relatie tussen het zuurstofgehalte van het water en de biologische waterkwaliteit is een drietal aspecten van belang.
Op de eerste plaats moet het mogelijk zijn het zuurstofgehalte, en de fluctuaties daarin, dusdanig te kwantificeren dat de gehanteerde zuurstofvariabele zinvol te hanteren en te interpreteren is in het licht van de genoemde relatie met de biologische waterkwaliteit. Tevens is het van belang om met behulp van steekproeven inzicht te kunnen krijgen in het te verwachten zuurstofgehalte (of een van het zuurstofgehalte afgeleide parameter) van een water. Op basis hiervan zou men dus een betrouwbare voorspelling van de te verwachten biologische waterkwaliteit kunnen doen. Vervolgens dient nagegaan te worden of het mogelijk is een optimaal bemonsteringsprogramma voor de zuurstofparameter te ontwerpen, waarbij met een zo klein mogelijke inspanning, een maximum aan informatie over de zuurstofhuishouding verkregen kan worden.
Op de tweede plaats is er de (theoretische) overweging dat het zuurstofgehalte van het water een belangrijke sturende factor is bij het voorkomen van dierlijke (en plantaardige) organismen. Hiervan wordt in het algemeen terecht uitgegaan, maar het aspect verdient toch enige nadere beschouwing. Dierlijke organismen vormen in veel gevallen de basis voor beoordelingssystemen voor de biologische waterkwaliteit. In het licht van de veronderstelde relatie tussen het zuurstofgehalte van het water en het voorkomen van bepaalde dierlijke organismen wordt een bepaalde norm gehanteerd als voorwaarde voor een goede biologische waterkwaliteit. Een voorwaarde voor het leggen van zo'n verband is het beschikbaar zijn van goede methoden om deze biologische kwaliteit te kwantificeren.
Het derde aspect betreft de kwantificering van de veronderstelde relatie, op basis van gestandaardiseerde gegevens en tevens de vraag of de in de praktijk gehanteerde werkwijze ook voldoet in het licht van de hier gepresenteerde studie.
Deze aspecten waren het onderwerp van een door de STORA verleende onderzoekopdracht aan de vakgroep Natuurbeheer van de Landbouwuniversiteit te Wageningen. Het onderzoek is uitgevoerd in drie van de drieëntwintig door CUWVO-V-1 [1] onderscheiden watertypen, namelijk 1) de (genormaliseerde) beken, 2) de sloten en 3) de meren/plassen. Zoals aangeduid zijn binnen het type 'beken' alleen de genormaliseerde beken onderzocht, terwijl binnen het type 'meren/plassen' slechts in twee ondiepe veenplassen metingen zijn verricht. Het onderzoek werd uitgevoerd in de periode 1986-1988.
In een drietal artikelen zullen de voornaamste uitkomsten van dit onderzoek besproken worden. De nadruk zal daarbij achtereenvolgens op één van de drie bovengenoemde aspecten gelegd worden.

Vraagstelling

Wanneer we de boven vermelde aspecten van de te bestuderen relatie samen zouden willen vatten in één korte vraagstelling dan zou die als volgt kunnen luiden:
Hoe kunnen de in de verschillende Nederlandse wateren in de praktijk verrichte zuurstofpuntmetingen geijkt worden op de geconstateerde zuurstofritmiek en hoe verhouden de zuurstofmetingen zich tot de biologische waterkwaliteit, gemeten met systemen voor biologische waterkwaliteitsbeoordeling?

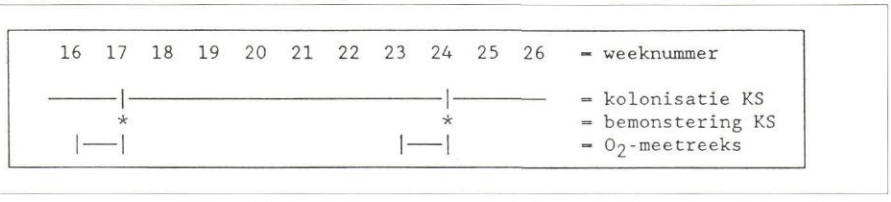
Methoden van onderzoek

De zuurstofmetingen zijn uitgevoerd met Pb/Ag-membraanelectroden (type Mackareth/Borkowski-Johnson [2]). Het door de electrode afgegeven signaal werd gemeten door een datalogger (Hewlett-Packard 3421A) en opgeslagen op floppy-disc (diskette-drive: HP-9114A/B). Het registratiesysteem werd gestuurd door een BASIC-programmeerbare desk-calculator (HP-71) en gevoed door droge loodaccu's.
De registratie van de zuurstofgehaltes vond plaats op vier verschillende dieptes per meetlocatie, verdeeld over de totale diepte. De meting op de kleinste diepte werd daarbij steeds vlak onder het wateroppervlak uitgevoerd, die op de grootste diepte steeds vlak boven de bodem.
De meetfrequentie van een meetserie van O_2 en de temperatuur bedroeg éénmaal per 15 minuten. De tijdsduur waarin de verschillende electroden en thermokoppels uitgelezen werden, was circa 10 seconden. De ruwe veldgegevens werden op een personal computer (HP-Vectra) verder verwerkt.
De biologische bemonsteringen vonden plaats op voor dit doel geplaatst kunstmatig substraat en beperkten zich tot de macrofauna. Uit oogpunt van standaardisatie is gekozen voor kleine stenen (doorsnede 2-10 cm) in een mandje van geplastificeerd gaas met een maaswijdte van 1,2 cm. Hoewel het gebruik van een identiek kunstmatig substraat in verschillende watertypen uit sommige oogpunten discutabel is, is daar in deze studie toch voor gekozen omdat standaardisatie van zowel de biologische kwaliteit alsook van de zuurstofmetingen prioriteit verdiende. Voor een uitgebreide behandeling van deze materie wordt verwezen naar de literatuur [3, 4].
De ruimtelijke component van het onderzoek betrof een drietal niveaus:
- per watertype: drie verschillende genormaliseerde beken en sloten en twee verschillende plassen;
- per water: drie meetlocaties per beek, twee per sloot en twee per plas;
- per meetlocatie: vier diepten per meetlocatie.

De temporale variatie van het zuurstofgehalte werd onderzocht op twee schaalniveaus:
- dagschaal: zuurstofmeetreeksen van 3-5 dagen met een meetinterval van 15 minuten;
- seizoenschaal: 3-5 meetreeksen per jaar

[1] Thans: International Institute for Hydraulic and Environmental Engineering, P.O.B. 3015, 2601 DA Delft.
[2] Thans: Witteveen + Bos, Raadgevende Ingenieurs, Postbus 233, 7400 AE Deventer.

Afb. 1 - Verband tussen O_2-meetreeksen en macrofaunabemonsteringen (KS = kunstmatig substraat).



TABEL I – *Wateren waarin de zuurstofmetingen en de biologische bemonsteringen hebben plaatsgevonden.*

Type:	Beheerder:	Water:
(Genormaliseerde) beek	- Waterschap De Dommel	Groote Beerze
	- idem	Kleine Aa
	- Waterschap Regge en Dinkel	Hollandse Graven
Sloot	- Zuiveringsschap Rivierenland	Sloot bij Ewijk
	- Zuiveringsschap Hollandse Eilanden en Waarden	Veensloot bij Ouderkerk
	- Hoogheemraadschap van Rijnland	Sloot in polder Stein
Plas	- Zuiveringschap Amstel- en Gooiland	Stichts Ankeveense Plas
	- idem	Hollands Ankeveense Plas

per meetlocatie (van mei-oktober).
Het verband tussen de frequentie van de O_2-metingen en de macrofauna bemonsteringen is schematisch weergegeven in afb. 1.

De wateren waarin de metingen en de biologische bemonsteringen zijn uitgevoerd zijn samengevat in Tabel I.
Bij het verwerken van de gegevens is gebruik gemaakt van een aantal statistische verwerkingsmethoden. Enerzijds werd voor lineaire regressie en het uitvoeren van variantie-analyses het SAS PC statistische pakket [5] gebruikt, terwijl voor de multivariate analyses het computerprogramma CANOCO [6, 7] werd toegepast. De bewerkingen met CANOCO zijn uitgevoerd op de biologische gegevens en de milieuvariabelen.

Hierop zal in een volgend artikel kort worden ingegaan. Het doel van de lineaire regressietechniek was verbanden tussen variabelen te beschrijven (bijvoorbeeld tussen het minimum O_2-gehalte en het 10-percentiel) en op basis van deze beschrijvingen voorspellingen te kunnen doen (bijvoorbeeld over het te verwachten 10-percentiel). De variantie-analyses dienden om de afzonderlijke invloed van een aantal variabelen (de zogenaamde onafhankelijke variabelen, zoals bijvoorbeeld de diepte) dat gelijktijdig van invloed is op een andere variabele (de zogenaamde afhankelijke variabele, zoals bijvoorbeeld het 10-percentiel) te kunnen achterhalen.
Op de achtergronden van deze methoden zal hier niet nader worden ingegaan; hiervoor wordt verwezen naar het binnenkort te verschijnen STORA-rapport.

Ruimtelijke en temporele fluctuaties in het zuurstofgehalte

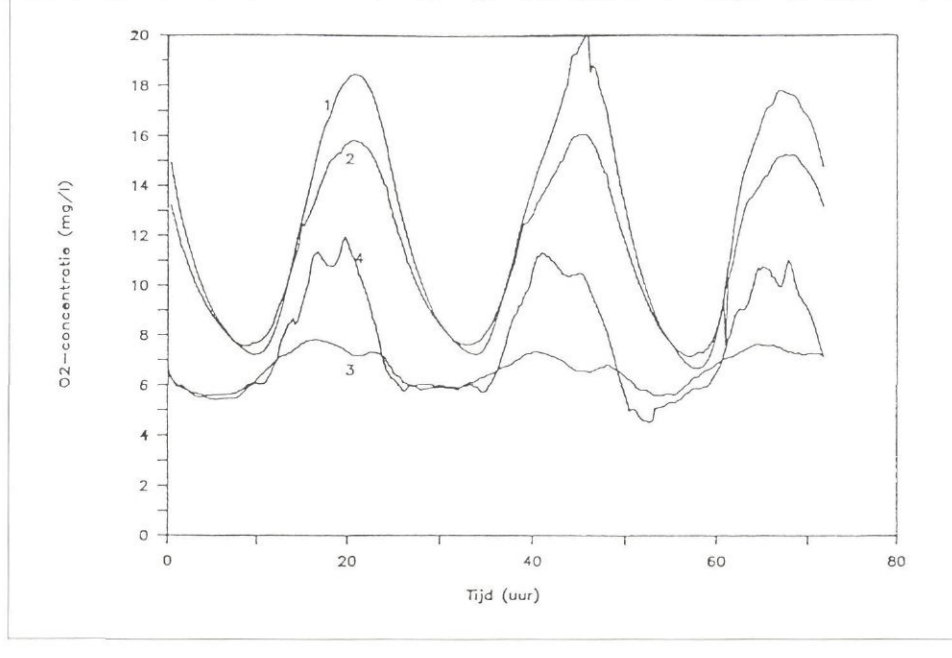
Bij het bewaken van de waterkwaliteit speelt het zuurstofgehalte een belangrijke rol. Door regelmatig een water te bemonsteren en het zuurstofgehalte te bepalen kan bekeken worden of het water aan de zuurstofnorm voldoet. Deze toetsing vindt meestal plaats aan de hand van het 10-percentiel, dat bepaald wordt aan de hand van door het jaar heen verzamelde gegevens. Het is bekend dat het zuurstofgehalte dagelijkse en seizoensfluctuaties vertoont en dat er ook een zekere mate van ruimtelijke variatie bestaat (bijvoorbeeld relatief lage gehaltes dicht bij de bodem). Dit betekent dat het resultaat van een zuurstofmeting wellicht afhangt van de plaats (watertype, locatie, diepte) en het tijdstip (tijdstip van de dag, seizoen) dat het monster wordt genomen. Uit het hier besproken onderzoek kan geconcludeerd worden dat dat inderdaad zo is.
In tabel II wordt een overzicht gegeven van de O_2-variaties in ruimte en tijd.
De fluctuaties binnen een etmaal kunnen aanzienlijk zijn. De temporele variatie op meetreeksniveau is de gemiddelde O_2-variatie (O_2-maximum minus O_2-minimum) van alle meetreeksen van het desbetreffende watertype. De temporele variatie op seizoenschaal is het maximale verschil tussen de gemiddelden van de O_2-variaties in de onderscheiden perioden. Evenzo is de ruimtelijke fluctuatie tussen de wateren van een type berekend als het grootste verschil tussen

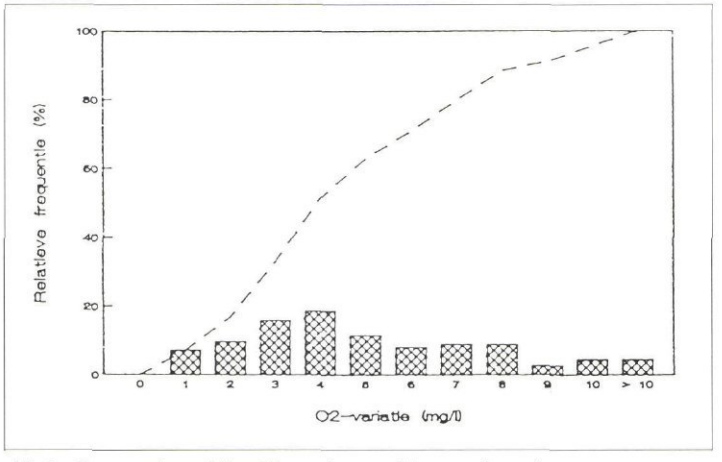
TABEL II – *Overzicht van de fluctuaties (mg/l) in de O_2-variatie over enkele temporele en ruimtelijke niveaus voor de drie onderzochte watertypen.*

	Niveau/ schaal	'Gen. beek'	'Sloot'	'Plas'
temporeel	week/meetreeks	4,6	5,9	5,6
	seizoen	1,5	7,2	3,7
ruimtelijk	wateren	1,9	2,9	3,5
	locaties	3,4	2,3	0,9
	diepten	1,8	2,3	1,8

Afb. 2 - Het verloop van de O_2-concentratie op 19, 20 en 21 september 1986 op twee diepten op twee locaties (A en B) in de Hollandse Graven (type '(genormaliseerde) beken').

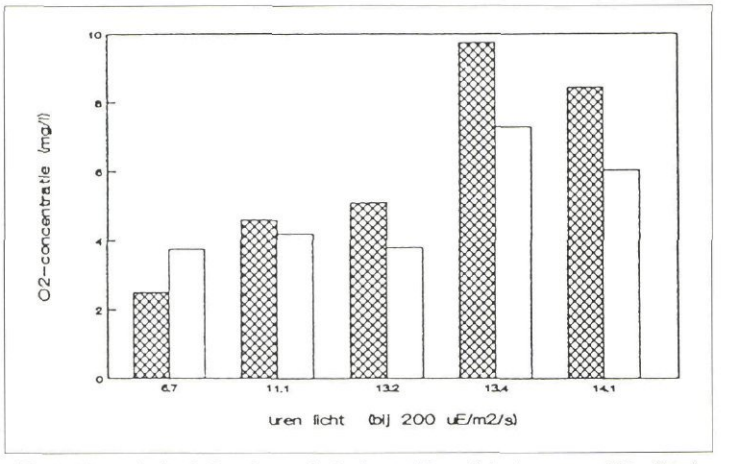
1=A, 40 cm onder water
2=A, 10 cm onder water
3=B, 40 cm onder water
4=B, 10 cm onder water (waterhoogte: 55 cm).





Afb. 3 - Procentuele verdeling (*) van het verschil tussen de maximum- en minimum-O_2-concentratie (mg/l) over klassen van 1 mg/l van de meetreeksen ('(genormaliseerde) beken'); meetjaar 1986.

* de staven in de afbeelding geven absolute percentages weer; de onderbroken lijn het gecumuleerde percentage.



Afb. 4 - O_2-variatie als functie van de daglengte bij een lichtniveau van 200 $\mu E/m^2 \cdot sec$ (watertype 'sloten'; gearceerd is de O_2-variatie; ongearceerd is de O_2-variatie per uur licht).

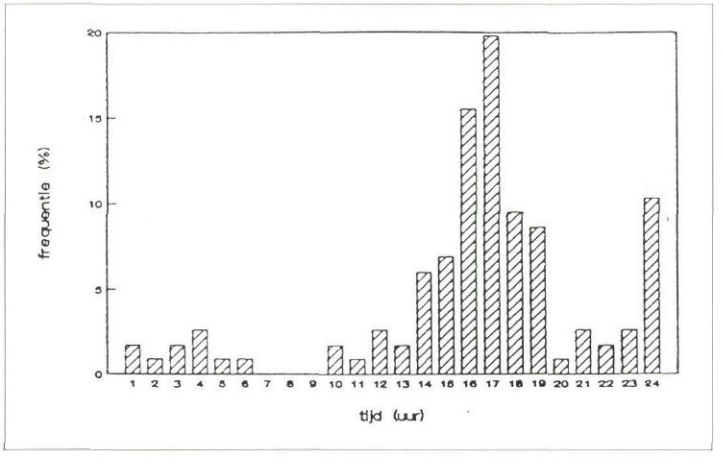
de gemiddelden van de O_2-variaties per water. Dit is op het niveau van het water het maximale verschil tussen twee of drie (afhankelijk van het watertype) locaties in elk van de wateren van elk type. Tenslotte representeert de ruimtelijke variatie over de diepte het maximale verschil tussen de gemiddelden van de O_2-variaties per diepte. De variatie op de tijdschaal binnen een meetreeks is niet berekend.
Een illustratie van een dagritmiek is in afb. 2 te zien. Het ligt voor de hand het licht als sturende variabele voor deze fluctuatie aan te merken. In het algemeen is het zo, dat de dagfluctuaties tot meer dan 10 mg O_2/l op kunnen lopen. In afb. 3 is de relatieve frequentie van de O_2-variatie (binnen het tijdsbestek van één meetreeks, ongeveer 3-5 dagen) voor het watertype genormaliseerde beken weergegeven. Het algemene beeld voor de andere twee watertypen wijkt hier niet sterk van af.

Uit tabel II blijkt dat de gemiddelde fluctuaties uiteraard wat minder groot zijn, maar nog steeds aanzienlijk.

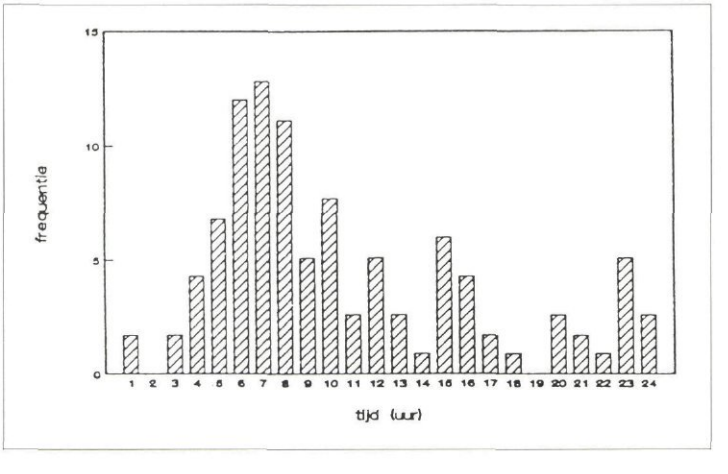
Uit de statistische analyses (variantie-analyses) blijkt dat de periode van het jaar (seizoen) van significante invloed is op de fluctuatie. Een éénduidig beeld omtrent de oorzaak van dit verschijnsel komt daar echter niet uit naar voren.
Nu moet hier echter een kanttekening bij worden gemaakt. De variabele 'tijd' kent in de variantie-analyse slechts 'klassen'. Deze klassen vormen geen punten op een continue schaal. Wanneer we bijvoorbeeld voor het type sloot, de daglengte bij een gemiddeld niveau voor de fotosynthese (= 200 $\mu E/m^2 \cdot sec$; vol zonlicht is ongeveer 1.500 $\mu E/m^2 \cdot sec$) uitzetten tegen de op de meetdagen bepaalde totale O_2-variatie, dan blijkt wel degelijk dat er een tijdsafhankelijke invloed op de O_2-variatie bestaat. Deze tijdsafhankelijkheid wordt in feite veroorzaakt door de verschillende daglengtes ten tijde van de metingen. In afb. 4 wordt dit geïllustreerd. Wanneer we voor deze relatie de regressievergelijking bepalen, dan blijkt deze een percentage verklaarde variantie te hebben van $R^2 = 19{,}5$ ($p < 0{,}0001$).

Het is opmerkelijk, dat voor een ruimtelijke component als bijvoorbeeld de diepte waarop gemeten is geen invloed op de ttale O_2-variatie kon worden vastgesteld. Anders is het gesteld met het minimum en het maximum O_2-gehalte en het 10-percentiel.
Voor elk watertype afzonderlijk geldt, dat vaak zowel het water alsook de periode van grote invloed hierop zijn. De diepte speelt in het type genormaliseerde beek geen rol. Dit geldt echter wel voor de typen sloot en plas. In deze watertypen, en het meest uitgesproken in het type sloot, is het zuurstofgehalte bij de bodem

Afb. 5 - Frequentieverdeling (%) van het tijdstip van waarneming van de O_2-maxima van de meetreeksen (watertype '(genormaliseerde) beken').



Afb. 6 - Frequentieverdeling (%) van het tijdstip van waarneming van de O_2-minima van de meetreeksen (watertype '(genormaliseerde) beken').



meestal lager dan dicht bij het water-oppervlak.
Vergeleken met de invloed van de eerder genoemde variabelen (water, periode) speelt de diepte echter nauwelijks een rol. Bij de statistische analyses kwam ook duidelijk naar voren, dat het minimum en het 10-percentiel beter discriminerende variabelen zijn in ruimte (wateren) en tijd (periode) dan het maximum O_2-gehalte. Blijkbaar zijn deze twee variabelen specifieker voor een bepaalde zuurstof-huishouding dan het maximum.
Omdat waterbeheerders in de meeste gevallen overdag hun bemonsteringen uitvoeren, is het van belang te weten of het wat uitmaakt of de drie genoemde O_2-variabelen gekwantificeerd worden aan de hand van gegevens die over een geheel etmaal bepaald zijn of alleen aan de hand van gegevens die overdag verzameld zijn (de hier gepresenteerde gegevens zijn gebaseerd op 24-uurswaarnemingen).

Welnu, vergelijken we het gegevens-bestand dat betrekking heeft op het dagdeel 8-17 uur ('overdag') met dat deel van het gegevensbestand dat betrekking heeft op het 'dagdeel' 0-24 uur ('etmaal'), dan blijkt daar geen statistisch significant verschil tussen te bestaan, in zoverre het het minimum en maximum O_2-gehalte betreft. Uit afb. 5 blijkt waarom dat zo is. Het O_2- maximum valt in dit watertype in ongeveer 45% van de gevallen tussen 15-18 uur. Uit afb. 6 is af te lezen, dat het O_2-minimum in ongeveer 50% van de gevallen tussen 5-9 uur bereikt wordt. Dit betekent, dat er in principe door de waterbeheerders overdag (maar voor het minimum O_2-gehalte wel vroeg!) bemonsteringen uitgevoerd kunnen worden, die een redelijk representatief beeld van belangrijke aspecten van de zuurstofhuishouding kunnen opleveren.

IJking van puntmetingen op zuurstofritmiek

Een deel van de vraagstelling betrof de mogelijkheid om door middel van O_2-puntmetingen een indruk van de O_2-ritmiek te krijgen. Wij zijn er bij de beantwoording van deze vraag van uitgegaan, dat het dan het beste is om de puntmeting in de tijd goed te definiëren. Gezien het feit, dat het tijdstip van de dag waarop het minimum en het maximum bereikt worden redelijk goed vast te stellen is, is er bij de verdere analyse van uitgegaan dat deze twee O_2-variabelen als puntmeting beschikbaar kunnen zijn.
Het probleem wordt dan gereduceerd tot de vraag of het mogelijk is op basis van het minimum of het maximum O_2-gehalte een voorspelling te doen over het al dan niet overschrijden van de norm (en dat is een 10-percentiel waarde). De resultaten van de desbetreffende lineaire regressies zijn samengevat in tabel III.

TABEL III – *Resultaten van de lineaire regressies die het verband beschrijven tussen het 10-percentiel en de minimum O_2-concentratie enerzijds en het O_2-minimum en O_2-maximum anderzijds. Min=minimum O_2-concentratie van meetreeks, max=maximum O_2-concentratie van meetreeks, 10-pct= 10-percentiel-O_2, n=aantal waarnemingen, R^2= percentage verklaarde variantie, P_m= significantie van het model.*

gegev. bestand	onafh. variab	afhank. variab	R^2(%)	P_m	regressievergelijking	n	10-pct = norm ≥ 4 mg/l 95%	voorspeld
Beken	min	10-pct	94,9	<0,0001	10-pct = 0,52 + 1,02 x min	130	min ≥ 3,9	min_v = 3,4
	max	10-pct	42,0	<0,0001	10-pct = 1,63 + 0,46 x max	130	max ≥ 13,3	max_v = 5,2
	max	min	33,9	<0,0001	min = 1,69 + 0,40 x max	130		
gegev. bestand	**onafh. variab**	**afhank. variab**	**R^2(%)**	**P_m**	**regressievergelijking**	**n**	**10-pct = norm ≥ 3 mg/l 95%**	**voorspeld**
Sloten	min	10-pct	94,6	<0,0001	10-pct = 0,60 + 1,03 x min	113	min ≥ 3,9	min_v = 2,3
	max	10-pct	46,8	<0,0001	10-pct = 1,09 + 0,37 x max	113	max ≥ 19,5	max_v = 5,2
	max	min	32,7	<0,0001	min = 1,17 + 0,29 x max	113		
gegev. bestand	**onafh. variab**	**afhank. variab**	**R^2(%)**	**P_m**	**regressievergelijking**	**n**	**10-pct = norm ≥ 5 mg/l 95%**	**voorspeld**
Plassen	min	10-pct	85,5	<0,0001	10-pct = 2,08 + 0,84 x min	61	min ≥ 5,7	min_v = 3,5
	max	10-pct	0,1	n.s.	10-pct = 7,97 – 0,02 x max	61		
	max	min	6,7	<0,04	min = 8,92 – 0,18 x max	61		

De gegevens zijn hiertoe samengevat per watertype.
Zoals uit deze tabel te zien is, is het 10-percentiel goed te voorspellen uit het minimum O_2-gehalte. Het percentage verklaarde variantie is hoog en varieert van 85-95%. Het 10-percentiel laat zich beduidend minder goed uit de maximum O_2-concentratie afleiden. Een werkwijze waarbij het minimum eerst van het maximum afgeleid wordt, om dan vervolgens hiermee het 10-percentiel te schatten moet worden afgeraden, gezien de zeer lage correlatie tussen het maximum en minimum O_2-gehalte (7-34%). De betekenis van deze gegevens is duidelijk. Het minimum O_2-gehalte geeft veel informatie over het te verwachten 10-percentiel. Blijkbaar heeft het dagelijkse verloop van het zuurstofgehalte een dusdanige karakteristiek, dat er in het minimum O_2-gehalte veel informatie ligt opgesloten over de hier omheen gegroepeerde zuurstofwaarden.
De conclusie moet dus zijn, dat we door 's morgens vroeg een puntmeting uit te voeren een redelijke voorspelling kunnen doen over het te verwachten 10-percentiel (voor een tijdsbestek van ongeveer een week). De laatste twee kolommen van tabel II verdienen nog enige toelichting. In de laatste kolom staan de voorspelde (daarom ook met een subscript v) waarden, zoals deze met de regressievergelijkingen kunnen worden uitgerekend. We moeten ons echter realiseren, dat de voorspelling een zekere mate van onbetrouwbaarheid bevat. Omdat de voorspelde waarde een norm betreft (namelijk het 10-percentiel!), moet de betrouwbaarheid van de schatting groot zijn. In de voorlaatste kolom zijn de berekende waarden gegeven, wanneer we een 95% betrouwbaarheidsinterval eisen.
We leveren dus ongeveer 0,5 mg O_2/l in; de minimaal toelaatbare minimum O_2-concentratie gaat omhoog. Dat is de prijs die betaald wordt voor de betrouwbaarheid van de schatting.
Uit deze resultaten zijn vuistregels af te leiden, die snel een schatting van het 10-percentiel uit het minimum O_2-gehalte opleveren. Voor het watertype beken bijvoorbeeld kunnen we afleiden, dat we in principe 0,5 mg O_2/l bij het minimum moeten optellen om een goede schatting voor het te verwachten 10-percentiel te krijgen. Echter, onze betrouwbaarheid eist weer 0,5 mg O_2/l op. Dit betekent dat de uitgevoerde puntmeting aan het minimum ons een goede indicatie van het te verwachten 10-percentiel oplevert. Dat lijkt wellicht vreemd, omdat het 10-percentiel uiteraard altijd hoger moet zijn dan het minimum, maar zoals gezegd, dat is de prijs voor de vereiste betrouwbaarheid. Voor de andere watertypen is op gelijke wijze een vuistregel af te leiden.

Conclusies

Uit het voorafgaande zijn de volgende conclusies te trekken. Het O_2-gehalte in natuurlijke wateren is onderhevig aan grote wisselingen. De dagritmiek laat zien, dat licht hierbij van grote invloed is.
De wisselingen die daardoor ontstaan kunnen oplopen tot meer dan 10 mg/l.
Er zijn echter nog meer factoren van belang. De diepte waarop gemeten wordt is in een aantal gevallen van belang.
Dit betreft dan voornamelijk milieus,

waarin geen stroming plaatsvindt of golfslag aanwezig is. Dit betreft in dit onderzoek dan voornamelijk het watertype 'sloot'. In dit beschutte watertype treedt nauwelijks stroming op en golfslag is door de afmetingen van het milieu ook nauwelijks aanwezig. Dit heeft dan tot gevolg, dat er een duidelijke verticale ruimtelijke differentiatie in het O_2-gehalte optreedt. In het watertype 'plas' is er wel een grote invloed van de golfslag, en vinden we dan ook een redelijke menging en daardoor weinig verticale variatie in het O_2-gehalte. Door de stroming in het watertype 'genormaliseerde beek' is hier een verticale differentiatie in het O_2-gehalte niet aan te tonen. Samenvattend betekent dit, dat er bij het nemen van watermonsters ter bepaling van het O_2-gehalte, afhankelijk van het watertype in meer of mindere mate rekening gehouden moet worden met deze ruimtelijke differentiatie. Men moet er in het algemeen mee rekenen dat, in het geval er ruimtelijke differentiatie in het verticale vlak optreedt, de laagste gehaltes het dichtst bij de bodem zullen optreden.
Willen we de verzamelde gegevens gebruiken om de gevonden O_2-gehaltes te toetsen aan de norm, dan kunnen we wellicht maar het beste van de meest conservatieve schatting van het O_2-gehalte uitgaan en daartoe de waterlaag in de buurt van de bodem bemonsteren.
Ook het tijdstip van het jaar is blijkbaar van invloed op het resultaat van een bemonstering. We kunnen dit effect begrijpen vanuit een tweetal aspecten.
Op de eerste plaats speelt de daglengte een rol. In het algemeen zien we een toenemende O_2-produktie (=het verschil tussen minimum en maximum O_2-gehalte over een dag) in relatie tot een langer wordende dag. Dit betekent, dat er rond 21 juni een duidelijk optimum in de O_2-produktie te zien moet zijn. De gegevens bevestigen dit.
Er is echter op basis van theoretische overwegingen nog een tweede aspect te onderscheiden. Dit aspect betreft de overweging, dat de zuurstofproducerende component wellicht een aan ouderdom gerelateerde O_2-produktie zal hebben (door veroudering minder O_2-produktie) en dus de biomassa niet alleen O_2 produceert in afhankelijkheid van de aangeboden hoeveelheid licht. Vooral voor het watertype 'sloot', waar hogere waterplanten de dominerende O_2-producerende component van het ecosysteem zijn, is dit aspect van belang, omdat van deze groep zulke verschijnselen goed beschreven zijn. Een belangrijke, O_2-verbruikende component, de macro-evertebratenfauna, ontwikkelt zich pas maximaal in de loop van de zomer. Het moge uit het voorgaande duidelijk zijn, dat de verhouding tussen de O_2-produktie en het O_2-verbruik in de loop van het seizoen dus aanmerkelijk kan veranderen, en hiermee een tijdsaspect wordt geïntroduceerd, dat in principe los staat van de hoeveelheid licht (c.q. de daglengte).
In het kader van het hier besproken onderzoek zal hier niet verder op worden ingegaan, maar het is voor een juiste interpretatie van de oorzaak van de temporele fluctuatie van het O_2-gehalte in natuurlijke wateren van belang deze aspecten te onderkennen.
Uit de analyses van de gegevens kan verder geconcludeerd worden, dat er een redelijke indruk verkregen kan worden omtrent de O_2-huishouding van een water (het 10-percentiel), door 's morgens vroeg een bemonstering uit te voeren. Wateren binnen één watertype verschillen vaak duidelijk van elkaar in hun O_2-huishouding maar uit regressie-analyses blijkt echter, dat er voor elk watertype afzonderlijk een goed verband is te beschrijven tussen het minimum O_2-gehalte en het te verwachten 10-percentiel-O_2. Voor de praktijk is dit van belang omdat daarom op basis van een puntmeting een voorspelling is te doen over het onder- of overschrijden van de norm. Voorwaarde hierbij is dan wel, dat de O_2-puntmeting beschouwd kan worden als een redelijk betrouwbare schatting van het O_2-minimum voor de periode waarvoor we het 10-percentiel willen weten. Op basis van onze metingen kunnen we zeggen dat een meting vroeg in de ochtend in voldoende mate aan deze voorwaarde lijkt te voldoen. Op basis van de regressievergelijkingen die voor elk watertype afzonderlijk bepaald worden is het dan mogelijk om een soort vuistregel te formuleren die op basis van die puntmeting een indicatie geeft van het te verwachten 10-percentiel. Voor de praktijk lijkt het ontwikkelen van de gestandaardiseerde bemonsterings- en verwerkingsprogramma's voor de voorspelling van het 10-percentiel-O_2 dan ook een goede zaak. Het hier besproken onderzoek heeft aangetoond, dat er met relatief simpele reken- en bemonsteringstechnieken, zinvolle voorspellingen over het te verwachten 10-percentiel te doen zijn. Het bewaken van de O_2-norm zou in de praktijk verregaand gestandaardiseerd kunnen worden, wat met een gelijkblijvende inzet aan tijd en financiën tot een duidelijke verbetering van de doelstelling (het toetsen van de waterkwaliteit aan de norm) zou kunnen leiden.
In hoeverre de O_2-normering op basis van het 10-percentiel een garantie is voor een goede biologische waterkwaliteit zal in een volgend artikel besproken worden.
Gegevens betreffende de huidige werkwijze in de praktijk ten aanzien van de toetsing van het locale O_2-gehalte aan de O_2-norm zullen in een derde artikel behandeld worden.

Literatuur

1. CUWVO (1988). *Ecologische normdoelstellingen voor Nederlandse oppervlaktewateren.* CUWVO Werkgroep V-1.
2. Mackareth, F. J. H. (1964). *An improved galvanic cell for determination of oxygen concentrations in fluids.* J. Sci. Instrum. 41: 38-41.
3. Otten, J. H. (1986). *Macrofauna-onderzoek aan een vervuilingsgradiënt in de Groote Beerze, met een vergelijking van kunstmatig substraat en netmonsters.* Doctoraal verslag Landbouwuniversiteit Wageningen, vakgroep Natuurbeheer, nr. 899.
4. Verdonschot, P. F. M. (1977). *Het gebruik van kunstmatig substraat voor de bestudering van macrofauna-levensgemeenschappen in vervuilde en onvervuilde beken in de Achterhoek.* Rapport Vakgroep Natuurbeheer, LH Wageningen, nr. 367.
5. SAS Institute (1982). *SAS User's Guide: Statistics.* SAS Institute, Cary NC, 923 pp..
6. Ter Braak, C. J. F. (1987). *CANOCO - a FORTRAN program for canonical community ordination by (partial) (detrended) (canonical) correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1).* TNO Wageningen.
7. Jongman, R. H. G., Ter Braak, C. J. F. and Tongeren, O. F. R. van (1987). *Data analysis in community and landscape ecology.* Pudoc. Wageningen.

● ● ●

Drinkwater in West-Duitsland voldoet niet aan EG-normen

West-Duitsland voldoet als enige EG-land nog altijd niet aan de normen die de Europese Gemeenschap stelt voor drinkwater in twaalf lidstaten. Als daarin nu niet snel verandering komt, wordt West-Duitsland voor het Europese Gerechtshof gedaagd. Dit heeft de Europese Commissie, het dagelijks bestuur van de EG, aan de regering in Bonn laten weten.
Volgens de Commissie bevat het Westduitse drinkwater een te hoog gehalte nitraten en landbouwbestrijdingsmiddelen. De lidstaten moesten al in 1985 drinkwater verstrekken dat aan gestandaardiseerde Europese normen voldoet. Maar Bonn verlengde die termijn eenzijdig tot oktober dit jaar. (ANP)