

Inzet van troebelheidsmeters ter bepaling van CZV en drogestof in gemengde rioolstelsels

MICHEL MOENS, ARCADIS HEIDEMIJ ADVIES

MORTEN GRUM, LANDBOUWUNIVERSITEIT WAGENINGEN, DEPARTEMENT OMGEVINGS-
WETENSCHAPPEN LEERSTOELGROEP AQUATISCHE ECOLOGIE EN WATERKWALITEITSBEHEER

HANS AALDERINK, ARCADIS HEIDEMIJ ADVIES

Binnen het waterbeheer neemt het gebruik van troebelheid als maat voor de vuilconcentratie van overstort- en/of afvalwater toe. Als onderdeel van het meetproject in Stolwijk (zie het voorafgaande artikel) is een studie uitgevoerd naar het gebruik van troebelheidsmeters of continue CZV-meters in gemengde rioolstelsels gedurende zowel droogweer- als regenweerafvoer. Niet-lineaire regressiemodellen zijn geformuleerd, op basis waarvan het chemisch zuurstofverbruik (CZV) en het drogestofgehalte (DS) kan worden uitgedrukt als functie van de troebelheid (T). Het schatten van de parameters en de modelselectie is gebaseerd op de Maximum-Likelihood-methode. Het is gebleken dat de tijdens droogweerafvoer gemeten troebelheid de variatie in CZV en het drogestofgehalte onvoldoende benadert. Voor regenweerafvoer is wel een goede correlatie gevonden tussen troebelheid en CZV of drogestof (respectievelijk $R^2=0.83$ en $R^2=0.80$). Het gebruik van een continue CZV-meter heeft niet bijgedragen aan een hogere graad van nauwkeurigheid.

In zowel het planmatig als operationeel waterbeheer worden modellen gecalibreerd door gemeten vuilconcentraties in onder andere gemengde rioolstelsels te gebruiken. Het dynamisch karakter van deze vuilconcentraties impliceert een hoge bemonsteringsfrequentie voor een adequate systeemidentificatie. Het verzamelen en laten analyseren van de monsters is vaak arbeidsintensief, kostbaar en niet bruikbaar voor doeleinden zoals de toepassing van Real Time Control. Om deze reden en voor het schatten van vuiluitworpsvrachten is en wordt op diverse fronten onderzoek verricht naar het gebruik van troebelheid als een indirecte meting voor bijvoorbeeld CZV en drogestof.

De troebelheid is een maat voor de weerkaatsing van infrarood licht door onopgeloste deeltjes (standaardisatiemethode ISO 7027). De meetwaarden kunnen worden gerelateerd aan de deeltjes-gebonden concentraties zoals CZV en drogestof. De continue CZV-meting is

gebaseerd op de absorptie van UV-licht binnen een bepaalde bandbreedte door in oplossing zijnde organische substanties zoals opgelost CZV. In beide gevallen is de relatie sterk afhankelijk van de samenstelling van het te onderzoeken materiaal, waardoor calibratie onontbeerlijk lijkt. In rioolssystemen mag echter worden verwacht dat de variatie in zand- en

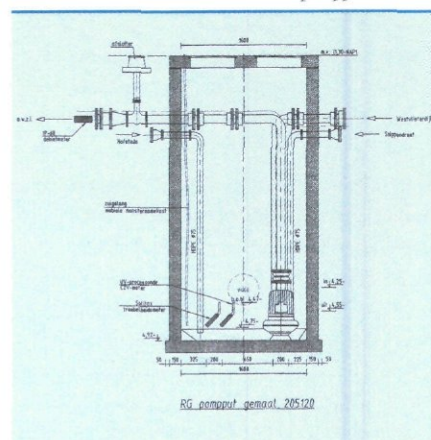
slibdeeltjes schommelt rond een gemiddelde waarde afhankelijk van de continue verandering in compositie en deeltjesgrootte-verdeling. Het onderzoek heeft zich gericht op het vinden van empirische relaties tussen de in een gemengd rioolstelsel continue gemeten troebelheid en de concentratie CZV en drogestof van monsters die getrokken zijn van overstortwater en verpompt afvalwater.

De troebelheid is op twee verschillende locaties gemeten, bij de overstortput en bij de pompput van het eindemaal. Gedurende zes proefperioden is in de pompput ook een continue CZV-meter op dezelfde hoogte als de troebelheidsmeter geïnstalleerd (zie afbeeldingen 1 en 2).

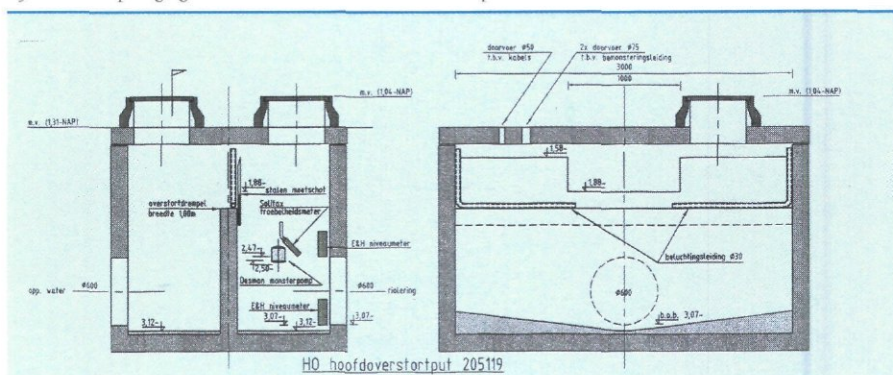
De meetwaarden zijn per vijf minuten opgeslagen. Op het moment van monstername is ter verhoging van de nauwkeurigheid de troebelheidsmeting apart gelogd. Voor de CZV-meting is gebruik gemaakt van een lineaire interpolatie als het moment van monstername binnen het 5-minuten interval viel.

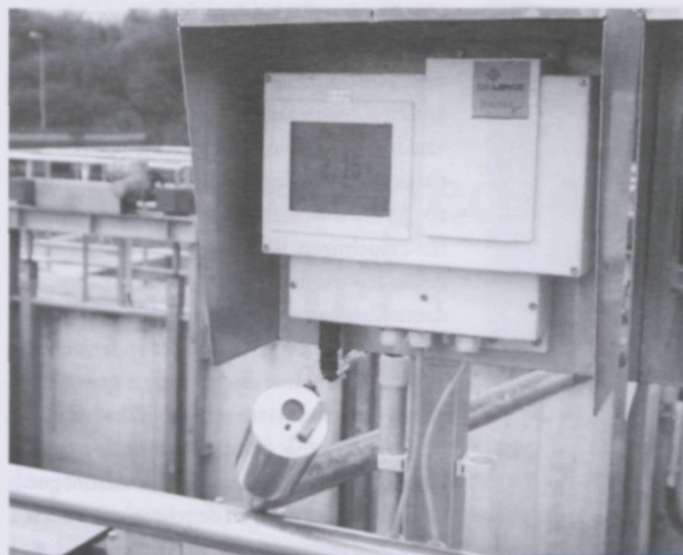
Bij de monstername voor de bepaling van het CZV en drogestof werd gebruik gemaakt van een temperatuur-gereguleerde vaste monsternamekast bij de overstortput en een meer eenvoudige mobiele monsternamekast

Afb. 1 Ophanging van de troebelheidsmeters en continue CZV-meter in de pompput.



Afb. 2 Ophanging van de troebelheidsmeter in de overstortput.





Afb. 3 De troebelheidsmeter.

bij de pompput. Op het moment van monstername werd één liter overstortwater (overstort-

(overstortput) en vanaf het moment dat er meer dan één mm neerslag viel binnen vijf

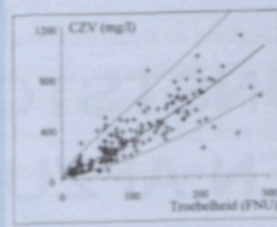
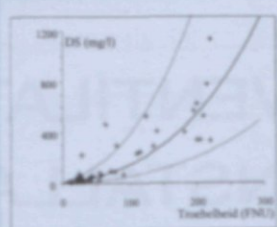
Tabel 1. Resultaten van de niet-lineaire regressie-analyse voor regenweer- en droogweerafvoer. De waarden tussen haakjes presenteren het 95 procent betrouwbaarheidsinterval.

† Correlatiecoëfficiënt (R^2) voor aanpassing van de waarden met een grotere afwijking dan drie maal de standaardafwijking.

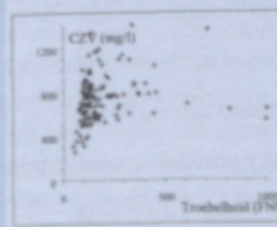
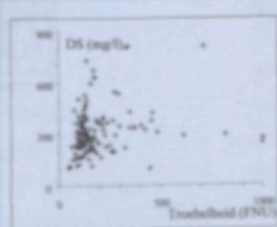
	DS	CZV
model:	$\ln(C_{DS}) = a \cdot T^b + \epsilon$	$\ln(C_{CZV}) = a \cdot T^b + \exp(\exp(-c \cdot T)) \epsilon$
	met C_{DS} in mg/l en Troebelheid in FNU	met C_{CZV} in mg/l en Troebelheid in FNU
Parameters:		
a	1.07 (0.319 - 1.83)*	2.48 (2.42 - 2.54)*
b	0.336 (0.172 - 0.499)*	0.181 (0.175 - 0.186)*
c	-	0.00498 (0.00318 - 0.00678)*
Fout van	σ_{ϵ}	
	0.507 [†] (0.419 [†] - 0.613 [†])*	0.177 [†] (0.153 [†] - 0.205 [†])*
Aantal	18	198
Waarnemingen		
Coef. of det., R^2	0.80	0.83
Coef. of det., $R^{2\dagger}$	0.86	0.85

Regenwaterafvoer
Concentraties
versus troebelheid

Plus = gemeten,
vaste lijn = model
stippellijn = 95%
betrouwbaar-
heidsinterval



Droogweerafvoer
concentraties
versus troebelheid



put) of 200 cc afvalwater (pompput) verpompt naar één van de 24 flessen in de monsternamekast. Wanneer de monsters niet binnen anderhalve dag konden worden geanalyseerd, zijn ze binnen een halve dag ingevroren voor latere analyse (dat gebeurde bij minder dan 10 procent van de monsters). Het nemen van de monsters tijdens regenweerafvoer is gebeurd tijdens overstorten

minuten (pompput). Tijdens droog weerafvoer zijn de monsters om de vier uur genomen en tijdens regenweerafvoer per vier kubieke meter verpompt afvalwater of 10 kubieke meter overstortwater tijdens overstortingen. De monsters van het overstortwater zijn in het laboratorium geanalyseerd op CZV, BZV, drogestof, bezinkselvolume, zink, N-Kj en P-tot; de monsters van het verpompte afvalwater op CZV en drogestof en in enkele gevallen op N-Kj en P-tot.

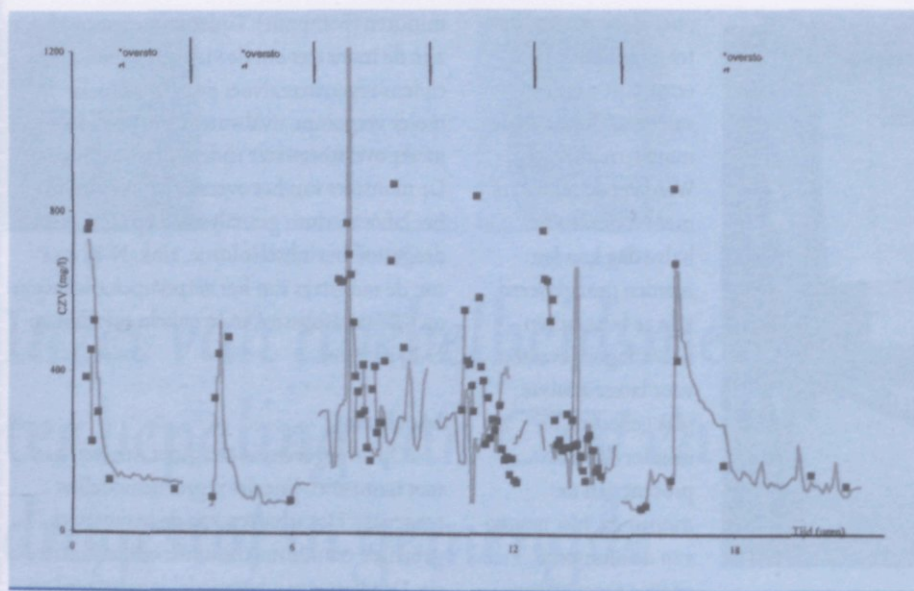
Methode

Op de gegevens is een grote variëteit aan met name niet-lineaire regressiemodellen toegepast. Het schatten van de parameters gebeurde met de maximum-likelihood criteria. De selectie van het model is gebaseerd op de meest aannemelijke waarden en de spreiding van de standaard-afwijking. Om het effect van uitschieters op de parameterschatting te reduceren is gebruik gemaakt van de robuuste norm van Huber (Huber, 1981). Volgens deze norm worden waarden met een grotere afwijking dan de norm maal de standaardafwijking aangepast. In dit geval zijn afwijkende waarden boven de norm van 3 of -3 gelijkgesteld aan de respectievelijke waarden. Deze aanpassing is tijdens de parameterschatting verricht.

Resultaten en discussie

De uiteindelijke regressiemodellen voor de regenweersituaties en de geschatte parameters zijn gepresenteerd in het bovenste gedeelte van tabel 1. Het blijkt dat naarmate het drogestofgehalte toeneemt de troebelheidsmeting achterblijft. Dit zou kunnen betekenen dat de grotere deeltjes minder effect hebben op de gemeten troebelheid dan de kleinere deeltjes, immers bij een forse toename van het drogestofgehalte (door bijvoorbeeld enkele grote deeltjes) neemt de gemeten troebelheid minder snel toe. De gevonden correlatiecoëfficiënten van 0.8-0.9 (R^2) zijn ongeveer gelijk aan waarden gevonden in de literatuur met betrekking tot afvalwater (Baudu *et al.*, 1995 en Bechmann *et al.*, 1998) maar veelal lager dan de waarden voor oppervlaktewater (Finlayson, 1985 en Greyson *et al.*, 1996). Met betrekking tot CZV was het alleen mogelijk een uniform normale verdeling te krijgen van de ruisfactor ϵ , wanneer die als functie van de troebelheid werd gemoedeld. De introductie van deze afhankelijkheid resulteerde in veel hogere aannemelijkheidswaarden.

In de onderste sectie van tabel 1 zijn de plots weergegeven voor de droogweerafvoergegevens, waarvoor geen geschikt regressiemodel is gevonden. Dit is niet in overeenstemming met gevonden correlatiecoëfficiënten



Afb. 4 Plot van de gemeten concentratie CZV (blokjes) en het op basis van troebelheid berekende CZV (vaste lijn). De meetreeksen waarboven "overstort" staat, betreffen de bemonstering van overstortwater; de overige reeksen slaan op de bemonstering van verpompt afvalwater tijdens regenweer.

van 0.8-0.95 (R^2) in andere onderzoeken (Matsche *et al.*, 1996, Baudu *et al.*, 1995, Bechmann *et al.*, 1998). In deze onderzoeken is de troebelheid echter niet in-situ gemeten maar in goed-geroerde monsters. Het feit dat er een relatie is gevonden voor regenweerafvoer en niet voor droogweerafvoer, suggereert dat de fout kan worden toegeschreven aan de inhomogeniteit van het afvalwater tijdens droogweerafvoer. Voor regenweersituaties mag worden verwacht dat er een sterkere menging optreedt.

De geanalyseerde CZV-waarden van de monsters presenteren zowel de onopgeloste als de opgeloste fractie CZV. De onderzoeksresultaten lijken dus in eerste instantie verrassend goed als in beschouwing wordt genomen dat de troebelheid een maat is voor de onopge-

loste fractie (zie afbeelding 4). Voor sommige meetreeksen waren eveneens continue CZV-metingen aanwezig (opgeloste fractie). Vanwege de hoge correlatie tussen de concentratie opgeloste en onopgeloste stoffen waren de coëfficiënten echter vrijwel compleet te verwisselen en konden ze niet afzonderlijk worden geïdentificeerd. Naar verwachting kan de voorspelling van de concentratie CZV worden verbeterd door het gebruik van UV-absorptie. Dit vergt echter wel de beschikking over de vuilconcentraties van zowel de opgeloste als onopgeloste fractie voor calibratiedoelinden.

Conclusie

De resultaten van dit onderzoek duiden op een veelbelovende toepassing van troebelheidsmeters om het vuilgehalte te bepalen

(drogestof en CZV) in het afvalwater van gemengde rioolssystemen tijdens regenweerafvoer. Het continue-karakter en de relatief lage kosten zorgen voor een betere karakterisering van de processen in rioolssystemen. De (kwantitatieve) toepassing van Real Time Control zou kunnen worden uitgebreid met kwalitatieve regelingen. Wel moet er rekening mee gehouden worden dat volgens de gehanteerde dataset het toepassingsgebied niet geldig is tijdens droogweerafvoer. Nader onderzoek ter verklaring van deze discrepantie is gewenst. Voorts dienen de verdere mogelijkheden voor de gecombineerde inzet van continue troebelheids- en UV-absorptiemeters als relatief goedkope vuilindicatoren en de relatie met andere vervuilingsparameters te worden verkend. ◀

LITERATUUR

- Baudu, M., Laroye, M., Gaudriot, P. en Mazet, M. (1995). Turbidity measurement contribution for biological waste water treatment process. *Environmental Technology* 16, 355-366.
- Bechmann, H., Madsen, H., Poulsen, N. en Nielsen, M. (1998). Grey box modelling of first flush and influent wastewater at a wastewater treatment plant. *Wat. Sc. Tech. Voor-dracht*.
- Finlayson, B. (1985). Field calibration of a recording turbidity meter. *Cate na* 12, 141-147.
- Grayson, R., Finlayson, B., Gippel, C. en Hart, B. (1996). The potential of field turbidity measurements for the computation of total phosphorus and suspended solids loads. *Journal of Environmental Management* 47, 257-267.
- Huber, P. (1981). *Robust statistics*, Wiley series of probability and mathematical statistics.
- Matsche, N., Stumwöhler, K., Franz, A. en Kroiss, H. (1997). UV absorption as control-parameter for biological treatment plants. Design and operation of large waste water treatment plants. Vienna, Austria 27 August to 1 September 1995. *Wat. Sc. Tech.* 1996, 33, 211-218. ◀