
Geur- en ammoniakverwijdering uit ventilatielucht van een varkensstal met behulp van een biowasser

Ir. R.W. Melse
Dr.ir. G. Mol

juli 2002

Nota V 2002-53



Geur- en ammoniakverwijdering uit ventilatielucht van een varkensstal met behulp van een biowasser

Ir. R.W. Melse
Dr.ir. G. Mol

juli 2002

Nota V 2002-53

© 2002
Instituut voor Milieu- en Agritechniek (IMAG)
Mansholtlaan 10-12, Postbus 43, 6700 AA Wageningen
Telefoon 0317 – 476300
Telefax 0317 – 425670
www.imag.wageningen-ur.nl

Interne mededeling IMAG. Niets uit deze nota mag elders worden vermeld, of vermenigvuldigd op welke wijze dan ook, zonder voorafgaande schriftelijke toestemming van IMAG of de opdrachtgever. Bronvermelding zonder de feitelijke inhoud is evenwel toegestaan, op voorwaarde van de volledige vermelding van: auteursnaam, instituut en notanummer en de toevoeging: 'niet gepubliceerd'.

All rights reserved. No part of this publication may be reproduced, stored in a retrieval system of any nature, in any form or by any means, electronic, mechanical, photocopying or otherwise, without the prior written permission of IMAG.

INHOUD

1	ACHTERGROND ONDERZOEK	3
1.1	Inleiding	3
1.2	Probleemstelling	3
1.3	Doel	3
1.4	Leeswijzer	3
2	PRINCIPE VAN BIOLOGISCHE GEURVERWIJDERING	4
2.1	Bacteriën	4
2.2	Massatransport	4
2.3	Reactorconfiguratie	4
2.4	Combinatie ammoniak- en geurverwijdering	5
3	MATERIAAL EN METHODEN	6
3.1	Onderzoekperiode	6
3.2	Beschrijving varkensstal	6
3.3	Beschrijving biowassersysteem	6
3.4	Metingen aan luchtstroom	7
3.4.1	Temperatuur en relatieve luchtvochtigheid	8
3.4.2	Ventilatie-debiet	8
3.4.3	Ammoniak	8
3.4.4	Geur	8
3.4.5	Vluchtige vetzuren	9
3.5	Metingen aan waterstroom	9
4	RESULTATEN	10
4.1	Ammoniakverwijdering	10
4.2	Geurverwijdering	11
4.2.1	Meetresultaat	11
4.2.2	Mogelijke oorzaken van variatie in gemeten geurverwijderingsrendement	12
5	CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN	15
6	LITERATUUR	16
	BIJLAGE	17

1 ACHTERGROND ONDERZOEK

1.1 Inleiding

In de varkenshouderij worden luchtfilters gebruikt om de ventilatielucht te zuiveren. Het doel hiervan is de lucht te ontdoen van ammoniak. Hiervoor staan twee technieken ter beschikking:

- 1 Chemisch: in een chemische wasser wordt m.b.v. zwavel- of salpeterzuur de ammoniak gebonden en afgevoerd met het spuiwater.
- 2 Biologisch: in een biowasser of bio-trickling luchtfilter wordt ammoniak door bacteriën omgezet tot nitriet en nitraat en in deze vorm afgevoerd met het spuiwater. Zogenaamde 'compostfilters' worden in de Nederlandse praktijk niet toegepast in verband met optredende verzuring en de hoge onderhoudsgevoeligheid.

In het algemeen wordt aangenomen dat de biologische luchtfilters behalve ammoniak ook geur verwijderen, aangezien uit andere toepassingen bekend is dat een biologisch luchtfilter geschikt is voor geurverwijdering.

1.2 Probleemstelling

Uit oriënterende metingen die in het verleden door het IMAG zijn uitgevoerd aan luchtwassers op varkensbedrijven komt het volgende beeld naar voren:

- 1 De gemeten geurverwijdering in een biologisch luchtfilter is lager dan verwacht mag worden op grond van literatuurgegevens. De geurverwijdering is slechts marginaal hoger dan de verwijdering in een chemische wasser, terwijl verwacht werd dat de geurverwijdering in een biologische filter veel hoger zou zijn.
- 2 Er is een grote variatie in zowel de geurverwijderingsrendementen als in de ingaande geurconcentratie.

1.3 Doel

Doel van het onderzoek is inzicht te krijgen in de grootte van de optredende variatie van de geurverwijdering. Verder dient een aanzet te worden gegeven tot het in kaart brengen van de oorzaken van deze variatie. Hiertoe wordt een aantal metingen uitgevoerd aan een biologisch luchtfilter. Het onderzoek is oriënterend van karakter.

1.4 Leeswijzer

Hoofdstuk 2 ('Principe van biologische geurverwijdering') geeft een inleiding op de werking van een biowasser. In hoofdstuk 3 ('Materiaal en methoden') worden het onderzochte biowassersysteem en de toegepaste meetmethoden beschreven. In hoofdstuk 4 ('Resultaten en discussie') worden de resultaten van het onderzoek gerapporteerd en besproken. Hoofdstuk 5 ten slotte verwoordt de conclusies van het onderzoek en geeft aanbevelingen voor verder onderzoek.

2 PRINCIPE VAN BIOLOGISCHE GEURVERWIJDERING

2.1 Bacteriën

In de eerste plaats moeten zich in het luchtfilter bacteriën bevinden die de geurverbindingen kunnen afbreken. In het algemeen is dit geen probleem: wanneer een ent met een mengsel van verschillende soorten bacteriën wordt blootgesteld aan de te verwijderen componenten (= substraat) blijven de bacteriën over die deze verbindingen kunnen afbreken. De condities in het systeem (voedingsstoffen, spore-elementen, pH, temperatuur etc.) moeten dusdanig zijn dat de bacterie goed kan functioneren.

2.2 Massatransport

In de tweede plaats moet de af te breken verbinding van de gasfase naar de waterfase worden getransporteerd. De bacteriën leven in een waterig milieu en worden alleen blootgesteld aan de af te breken verbinding wanneer deze in de waterfase terechtkomt. De snelheid van dit massatransport wordt bepaald door onderstaande factoren.

a) Contactoppervlak gasfase-waterfase.

De snelheid van het massatransport is recht evenredig met de grootte van het contactoppervlak gasfase-waterfase. De grootte van dit oppervlak wordt bepaald door het specifiek oppervlak van het dragermateriaal waarop de bacteriën zich bevinden ($\text{m}^2 \text{ oppervlak/m}^3 \text{ reactor}$) in combinatie met de manier waarop gas en water met elkaar in contact worden gebracht (druppelen, versproeien etc.). Bij een groot contactoppervlak is het massatransport hoog waardoor de concentratie van de uitgaande lucht lager kan worden.

b) Oplosbaarheid van verbinding in combinatie met binding als gevolg van zuur/base reacties. Wanneer de wateroplosbaarheid van een verbinding hoog is, zal de overdracht van de verbinding van de gasfase naar de waterfase gemakkelijk verlopen. In een evenwichtssituatie wordt de verhouding van de concentratie in de waterfase en de gasfase weergegeven door de Henry-constante.

Wanneer zure of basische verbindingen (bijv. ammoniak) in water oplossen, worden deze omgezet in de zure of basische vorm van de verbinding. Hierdoor wordt de concentratie van de neutrale verbinding in het water verlaagd zodat er weer meer van de verbinding kan oplossen. De pH van de waterfase bepaalt in sterke mate welke hoeveelheid van de verbinding zo van de gasfase naar de waterfase getransporteerd wordt.

c) Concentratieverschil gasfase-waterfase.

De stofoverdrachtssnelheid is recht evenredig met het concentratieverschil van de component tussen de gasfase en de waterfase. De concentratie van de te verwijderen component in de lucht is meestal een gegeven. De concentratie in de waterfase wordt aan de ene kant bepaald door bovenstaande processen en aan de andere kant door de snelheid waarmee de verbinding wordt afgevoerd uit de waterfase door microbiële afbraak of door afvoer met het spuiwater.

d) Contacttijd gasfase-waterfase.

Om massatransport te laten plaatsvinden moet er gedurende enige tijd contact zijn tussen de gasfase en de waterfase. Hoe langer de lucht zich in de reactor bevindt, hoe langer het proces van massatransport kan plaatsvinden. Dit wordt weergegeven door de verblijftijd van de lucht in de reactor ($\text{m}^3 \text{ lucht/m}^3 \text{ reactor/uur}$). Vooral bij slecht oplosbare verbindingen is een lange contacttijd van belang aangezien dit in de praktijk betekent dat de verhouding gasfase / waterfase klein is. De verblijftijd van de lucht in de reactor wordt dan bepalend voor de hoeveelheid van de verbinding die van de gasfase naar de waterfase wordt getransporteerd.

2.3 Reactorconfiguratie

Er zijn verschillende reactorconfiguraties die elk hun eigen procesvoering kennen. Hieronder worden de twee bekendste systemen nader toegelicht:

a) Biofilter

Het dragermateriaal in een biofilter is van organische oorsprong (compost, boomschors, turf etc.). Op het dragermateriaal groeit een bacterie-massa. Het specifiek oppervlak van dit

materiaal is zeer groot. Daarom wordt dit dragermateriaal met name gebruikt voor geurverwijdering. Ondanks het feit dat geurcomponenten vaak moeilijk afbreekbaar en slecht oplosbaar zijn, kan vanwege het grote specifieke oppervlak toch volstaan worden met relatief korte verblijftijden en dus kleine biofilters. Wanneer een dragermateriaal wordt gebruikt met een kleiner specifiek oppervlak, zal bij een gelijkblijvende rendement een langere verblijftijd (= groter biofilter) nodig zijn.

Wanneer de producten uit de afbraak van de geurcomponenten wateroplosbaar zijn, hopen deze zich in het algemeen op in het biofilter omdat de producten niet of slecht kunnen afgevoerd worden. Wanneer tijdens de afbraak zure producten worden gevormd (ammoniak wordt in een biofilter bijvoorbeeld omgezet tot salpeterzuur) zal het biofilter verzuren en zullen de bacteriën geremd worden.

Het gebruik van een dragermateriaal met een hoog specifiek oppervlak en een laag poriënvolume leidt in combinatie met biomassagroei vaak tot een hoge luchtweerstand (drukval) over het dragermateriaal.

b) Biotricklingfilter of biowasser

In een biotricklingfilter of biowasser is er sprake van een anorganisch dragermateriaal met een relatief laag specifiek oppervlak. Er wordt periodiek of continu water over het materiaal versproeid en overtollige water wordt gespuid. In het algemeen zal het gebruik van een dragermateriaal met een laag specifiek oppervlak en poriënvolume niet snel leiden tot een hoge drukval over het dragermateriaal.

Een biotricklingfilter wordt met name toegepast wanneer het gebruik van een organisch dragermateriaal niet gewenst is of wanneer een biofilter niet toegepast kan worden als gevolg van accumulatie van afbraakproducten. In een tricklingfilter worden de afbraakproducten weggespoeld en afgevoerd met het spuiwater zodat er geen ophoping optreedt.

2.4 Combinatie ammoniak- en geurverwijdering

De biologische luchtwassers die worden toegepast op varkenshouderijbedrijven zijn ontworpen en gedimensioneerd met als doel ammoniak te verwijderen. Dit betekent dat er meestal geen biofilter maar een biotricklingfilter of biowasser zal toegepast worden om verzuring te voorkomen.

Wanneer een biotricklingfilter gedimensioneerd is voor ammoniakverwijdering, mag verwacht worden dat het geurverwijderingsrendement lager is dan het ammoniakverwijderingsrendement. Dit is het gevolg van de relatief slechte oplosbaarheid van de geurverbindingen. Ammoniak (NH_3) lost daarentegen gemakkelijk op in de waterfase omdat het, afhankelijk van de pH, grotendeels wordt omgezet in ammonium (NH_4^+).

Om een hoger geurverwijderingsrendement te bereiken moet het massatransport verhoogd worden. Dit kan gedaan worden door één van de onder 2.2 genoemde factoren aan te passen. Het contactoppervlak gasfase-waterfase kan bijvoorbeeld vergroot worden door een ander dragermateriaal toe te passen. De contacttijd gasfase-waterfase kan vergroot worden door de reactor te vergroten.

3 MATERIAAL EN METHODEN

3.1 Onderzoekperiode

In de periode van 8 oktober (dag 0) tot en met 19 december 2001 (dag 72) zijn er metingen uitgevoerd aan een biowassersysteem dat de ventilatielucht van een varkensstal behandelt. Gedurende deze periode zijn op 15 dagen metingen uitgevoerd en lucht- en watermonsters genomen.

3.2 Beschrijving varkensstal

De afmetingen van de stal zijn 60 x 15 m (l x b). De stal bestaat uit 1 afdeling met 130 hokken met gemiddeld 5 vleesvarkens per hok. De vloer bestaat uit 60% dichte vloer en 40% betonrooster. Er wordt droogvoeding toegepast. De stal wordt mechanisch geventileerd met behulp van een frequentiegeregelde ventilator (capaciteit: 20.000 m³/h bij 50 Hz).

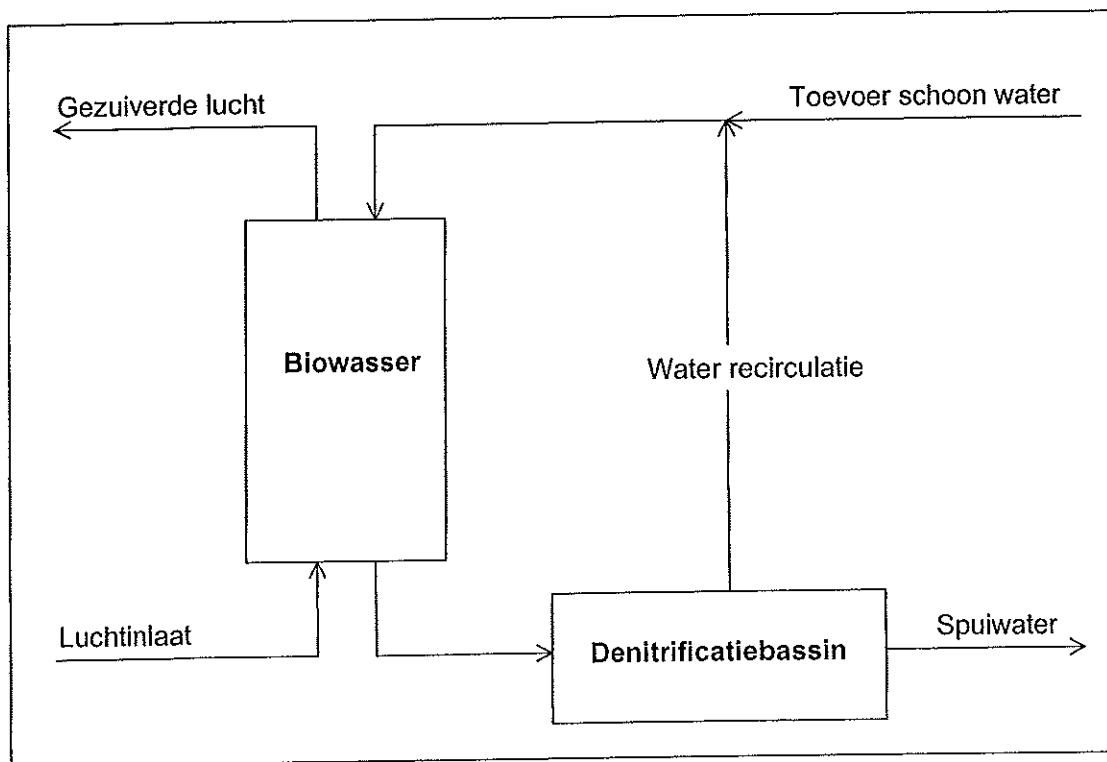
3.3 Beschrijving biowassersysteem

De lucht die uit de stal wordt afgezogen wordt door een biowasser (l x b x h = 2,0 x 1,5 x 4,6 m) geleid.

In de biowasser bevindt zich een filterpakket bestaande uit verticaal opgestelde 1 m lange kunststof pijpjes (diameter = 4 cm) die met de zijanten tegen elkaar aan zijn gelijmd. De hoogte van het filterpakket bedraagt 1 m en het volume circa 3 m³. Op de binnenzijde en buitenzijde van de pijpjes bevindt zich een biofilm (bacteriemateriaal) die in contact is met de langstromende lucht. In deze biofilm bevinden zich o.a. nitrificerende bacteriën.

Aan de bovenzijde van de biowasser wordt continu water versproeid. Dit water verlaat de biowasser aan de onderzijde en wordt naar een denitrificatiebassin geleid (l x b x h = 7 x 2,6 x 1,9 m). In het bassin bevindt zich onder het wateroppervlak een zelfde filterpakket als in de biowasser. Op het filterpakket bevindt zich weer een biofilm. Deze biofilm heeft een andere samenstelling dan de biofilm in de biowasser en bestaat uit o.a. denitrificerende bacteriën. Vanuit dit denitrificatiebassin wordt het grootste deel van het water gerecirculeerd en opnieuw bovenin de biowasser versproeid. Normaliter wordt een gedeelte van het waswater gespuid en vervangen door vers water. Voor het onderzochte biowassersysteem is onbekend in welke mate verversing van het water plaatsvindt.

In Figuur 1 zijn de biowasser en het denitrificatiebassin schematisch weergegeven.



Figuur 1 Schematische weergave biowassersysteem.

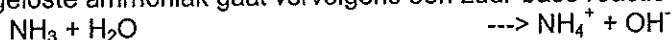
Omzettingsprocessen in biowasser

- Massatransport en oplossen:

Allereerst worden de verbindingen getransporteerd van de gasfase naar de waterfase. Voor ammoniak kan dit als volgt worden weergegeven:

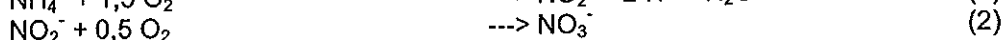
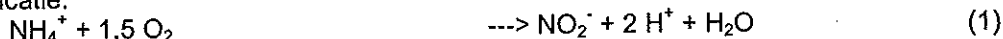


Het opgeloste ammoniak gaat vervolgens een zuur-base reactie aan met water:



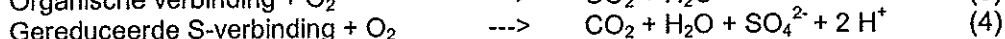
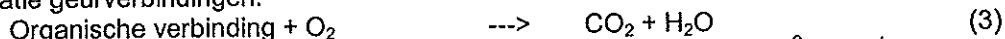
Vervolgens vinden in een goed werkende biowasser de volgende omzettingen plaats:

a) Nitrificatie:



Voor reactie (1) is de groep Nitrosomonas bacteriën verantwoordelijk; voor reactie (2) is de groep Nitrobacter bacteriën verantwoordelijk. In de praktijk is er nooit sprake van gehele nitrificatie zodat zich altijd een restconcentratie ammonium in het waswater zal bevinden.

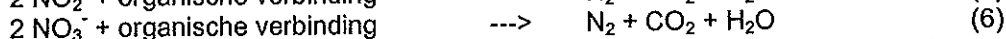
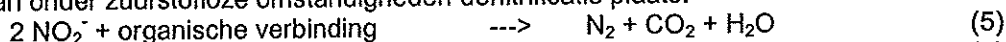
b) Oxidatie geurverbindingen:



Wanneer reactie (3) en (4) niet volledig verlopen, kunnen tussenproducten worden gevormd. Deze producten kunnen dan terugvonden worden in het spuiwater en/of de uitgaande lucht.

Omzettingen in denitrificatiebassin

Het spuiwater van de biowasser, met daarin onder andere het nitraat (NO_3^-) dat in reactie (1) is gevormd, wordt naar een denitrificatiebassin geleid. In een goed functionerend systeem vindt dan onder zuurstofloze omstandigheden denitrificatie plaats:



In de praktijk is er nooit sprake van gehele denitrificatie zodat zich altijd restconcentraties nitriet en nitraat in het waswater zullen bevinden.

Omgevingsparameters bacteriën

Voor een goede werking van het systeem is het van belang dat het waterige milieu waarin de bacteriën zich bevinden bepaalde eigenschappen heeft:

- De pH dient in het systeem dient zich tussen 6 en 8 te bevinden.

- Er dienen voldoende nutriënten (N, P, K) aanwezig te zijn.

- Er dienen voldoende sporenelementen (Mg, Fe, Ca etc.) aanwezig te zijn.

- Om remming van Nitrosomonas en Nitrobacter te voorkomen dienen de concentraties ammoniak en nitriet niet te hoog te worden.

Ammonium (NH_4^+) en nitriet (NO_2^-) zijn remmend in niet-gedissocieerde vorm (dus als NH_3 en HNO_2) waardoor deze remming sterk pH-afhankelijk is. Nitrosomonas wordt geremd vanaf concentraties van 10 - 150 mg/l NH_3 terwijl Nitrobacter al bij concentraties van 0,1 - 1,0 mg/l NH_3 wordt geremd. Nitrobacter wordt geremd vanaf 0,2 - 2,8 mg/l HNO_2 (Anthonisen *et al.*, 1976).

3.4 Metingen aan luchtstroom

Er zijn metingen uitgevoerd aan de ingaande en uitgaande luchtstroom van de biowasser. Op 8 van de 15 meetdagen is er alleen 's ochtends van 10:00 tot 12:00 een luchtmonster genomen, op 1 dag is er alleen 's middags een luchtmonster genomen van 14:00 tot 16:00 en op 6 dagen is er zowel 's ochtends als 's middags een luchtmonster genomen.

De volgende parameters werden gemeten:

- Temperatuur en relatieve luchtvochtigheid;
- Ventilatie-debiet;
- Ammoniakconcentratie (NH_3);
- Geurconcentratie;
- Concentratie vluchtige vetzuren.

3.4.1 *Temperatuur en relatieve luchtvochtigheid;*

De temperatuur (°C) en de relatieve luchtvochtigheid (%) van de lucht werden gemeten met behulp van een gecombineerde temperatuur- en vochtsensor (Rotronic Hygromer).

3.4.2 *Ventilatiedebiet*

De frequentie van de ventilator werd afgelezen en hieruit werd het actuele afzuigdebiet berekend als volgt:

$$\text{Debiet [m}^3\text{/uur]} = 20.000 / 50 * \text{Frequentie [Hz]} \quad (7)$$

3.4.3 *Ammoniak*

De ammoniakmetingen zijn uitgevoerd in de periode van 3 december 2001 tot en met 19 december 2001.

De ammoniakconcentratie in de lucht werd bepaald door gedurende twee uur lucht door twee in serie geschakelde gaswasflessen met salpeterzuur (0,02 M HNO₃) te pompen. In de eerste gaswasfles werd het ammoniak afgevangen; de tweede fles diende ter controle van eventuele verzadiging en slechte opname door de eerste fles. Het debiet van de luchtstroom door de gaswasflessen werd geregeld met behulp van een kritisch capillair (2000 ml/min); de werkelijke hoeveelheid doorgeleide lucht werd bepaald met behulp van een zeepvliesmeter. Vervolgens wordt de concentratie van ammoniak in de gaswasflessen in het laboratorium nat-chemisch bepaald (NEN 6472, MSP-A014). Het leidingwerk dat gebruikt is voor monsternamen is gemaakt van Teflon om adsorptie aan de leidingen en verlies door diffusie te voorkomen. Uit het debiet van de lucht door de gaswasflessen, de monsternameduur en de ammoniakconcentratie in de gaswasflessen kan vervolgens de ammoniakconcentratie in de bemonsterde lucht worden berekend (tijdgewogen gemiddelde) (Wintjens 1993). Uit het ventilatiedebiet (m³/uur) en de ammoniakconcentratie (mg/m³) kan de ammoniakemissie in massa per tijdseenheid worden berekend (g/uur).

3.4.4 *Geur*

De geurmetingen zijn door het gecertificeerde geurlaboratorium van het IMAG uitgevoerd in de periode van 8 oktober 2001 tot en met 19 december 2001. De monsternamen heeft plaatsgevonden volgens het meetprotocol voor geuremissies in de veehouderij (Anoniem, 1996), en de geuranalyses zijn uitgevoerd conform de Nederlandse voornorm NVN2820 met wijzigingsblad A1 (NNI, 1995/1996).

Het nemen van een geurmonster bestaat eruit dat gedurende twee uur met constant debiet (500 ml/min) een zak van 60 liter wordt volgezogen met stallucht. Dit gebeurt volgens de zogenaamde longmethode waarbij in het vat waarin de zak zich bevindt een onderdruk wordt gecreëerd waardoor de zak die is aangesloten op de leiding uit de stal (en die aanvankelijk dus leeg is) zich langzaam vult met stallucht. De lucht wordt voor het monstervat, bij voorkeur zo dicht mogelijk bij het monsterpunt om de leiding niet te vervuilen, gefilterd met een stoffilter (PTFE, < 1 à 2 µm). Alle vaten zijn uitgerust met verwarmingslint dat indien nodig kan worden aangezet om condensvorming te voorkomen. Sommige geurcomponenten hebben namelijk de neiging op te lossen en verdwijnen daardoor uit de lucht, hetgeen uiteraard ongewenst is. In het geval van wassers kan het nodig zijn de lucht via een verdunner te bemonsteren om condensvorming te voorkomen.

Het monster wordt direct na bemonstering naar het geurlaboratorium vervoerd om binnen 30 uur gemeten te worden. Bij het meten van een geurmonster wordt met behulp van een olfactometer de zogenaamde geurdrempel vastgesteld. Een olfactometer bestaat grofweg uit twee delen, een verdunningsapparaat en een paneltafel. Het verdunningsapparaat zorgt er voor dat het monster kan worden verdund met geurvrije omgevingslucht die vervolgens aan het geurpanel (bestaande uit 4-6 personen) wordt aangeboden. De personen die deel uitmaken van het geurpanel zijn getest met behulp van een referentiegas (butanol) waarbij de eis is dat zij in een bepaald gevoeligheidsgebied vallen, extremen (zowel extreem goede als extreem slechte neuzen) worden niet goedgekeurd als geurpanellid. Tijdens de geuraanbieding zitten de panelleden aan de tafel met ieder twee trechters voor zich waarbij gerandomiseerd uit het ene trechtertje geurvrije en uit het andere de geurbevattende lucht komt. Panelleden moeten aan beide ruiken en aangeven uit welke de geur komt alsmede of zij dit zeker weten, of zij gokken, of dat zij nog twijfelen. De geuraanbieding voor het bepalen van de geurdrempel begint met de hoogste verdunning waarbij praktisch gezien geen enkele neus in staat is de lucht met geur te onderscheiden van de geurvrije lucht. De concentratie

loopt bij iedere aanbieding op (de verdunningsfactor wordt gehalveerd) net zolang tot alle panelleden hem onderscheiden van de geurvrije lucht. De berekening van de geurdrempel is vervolgens de bepaling van een gemiddeld verdunningsniveau voor het panel. Deze verdunningsfactor levert lucht die per definitie 1 geureenheid per kubieke meter bevat, oftewel 1 European Odour Unit per kubieke meter ($1 \text{ OU}_E/\text{m}^3$) (NNI, 1995/1996). De oorspronkelijke lucht bevat dus zoveel geureenheden als de verdunningsfactor aangeeft.

3.4.5 Vluchtige vetzuren

Een deel van de geurcomponenten in ventilatielucht van varkensstallen wordt uitgemaakt door vluchtige vetzuren. De concentratie van vluchtige vetzuren in de lucht voor en na de biowasser wordt gemeten om te onderzoeken of variaties van het geurverwijderingsrendement gerelateerd kunnen worden aan de concentratie van vluchtige vetzuren.

De metingen van de vluchtige vetzuren zijn uitgevoerd in de periode van 8 oktober 2001 tot en met 19 december 2001.

De concentratie van vluchtige vetzuren in de lucht werd bepaald door gedurende twee uur lucht door twee in serie geschakelde gaswasflessen met natronloog ($0,1 \text{ M NaOH}$) te pompen. In de eerste gaswasfles werden de vetzuren afgevangen; de tweede fles diende ter controle van eventuele verzadiging en slechte opname door de eerste fles. Het debiet van de luchtstroom door de gaswasflessen werd geregeld met behulp van een kritisch capillair (2 l/min); de werkelijke hoeveelheid doorgeleide lucht werd bepaald met behulp van een zeepvliesmeter. Vervolgens wordt de concentratie van vluchtige vetzuren in de gaswasflessen gaschromatografisch bepaald. Het leidingwerk dat gebruikt is voor monsternamen is gemaakt van Teflon om adsorptie aan de leidingen en verlies door diffusie te voorkomen.

Uit het debiet van de lucht door de gaswasflessen, de monsternameduur, en de concentratie van vluchtige vetzuren in de gaswasflessen kan vervolgens de concentratie van vluchtige vetzuren in de bemonsterde lucht worden berekend (tijdgewogen gemiddelde) (Wintjens 1993).

Uit het ventilatiedebiet (m^3/uur) en de concentratie vluchtige vetzuren (mg/m^3) kan de emissie van vluchtige vetzuren in massa per tijdseenheid worden berekend (g/uur).

Aangezien de detectiegrens van vluchtige vetzuren hoog is in vergelijking met de verwachte concentraties in de bemonsterde lucht, is er slechts sprake van oriënterende metingen.

3.5 Metingen aan waterstroom

Op elke dag dat er een luchtmonster ter bepaling van de ammoniakconcentratie werd genomen, is er eveneens een monster (1 liter) genomen van het water dat de biowasser verlaat en naar de denitrificatietank stroomt.

De monsters werden in het laboratorium geanalyseerd volgens standaard methoden (NNI, 1988).

De volgende analyses werden uitgevoerd:

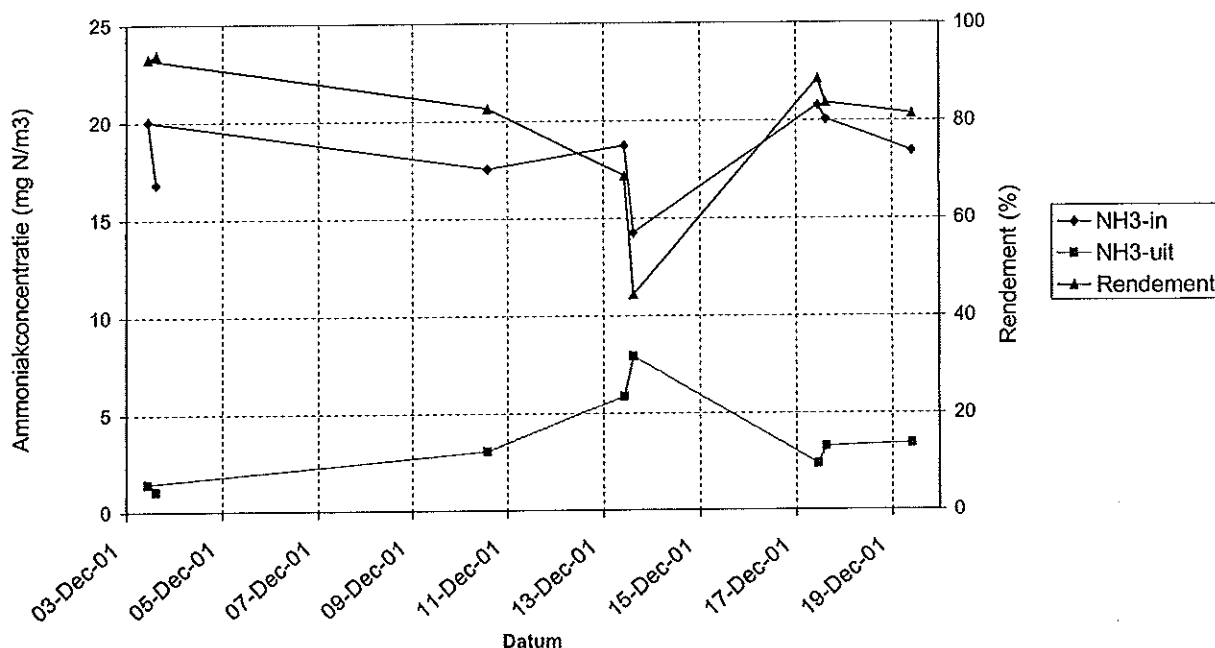
- totaal-fosfaat (P);
- ammonium ($\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$);
- nitraat (NO_3^-);
- nitriet (NO_2^-);
- pH.

4 RESULTATEN EN DISCUSSIE

4.1 Ammoniakverwijdering

Het gemeten ammoniakverwijderingsrendement van 3 december 2001 tot en met 19 december 2001 is weergegeven in Figuur 2. Het rendement varieert tussen 41 en 94% en bedraagt gemiddeld 79%. Onduidelijk is waarom het rendement op 13 december 2002 afneemt tot 41% en vervolgens weer toeneemt tot ruim 80%.

Het ventilatiedebiet in deze periode varieert tussen 7600 en 10900 m³/uur.



Figuur 2 Ammoniakverwijdering door biowassersysteem.

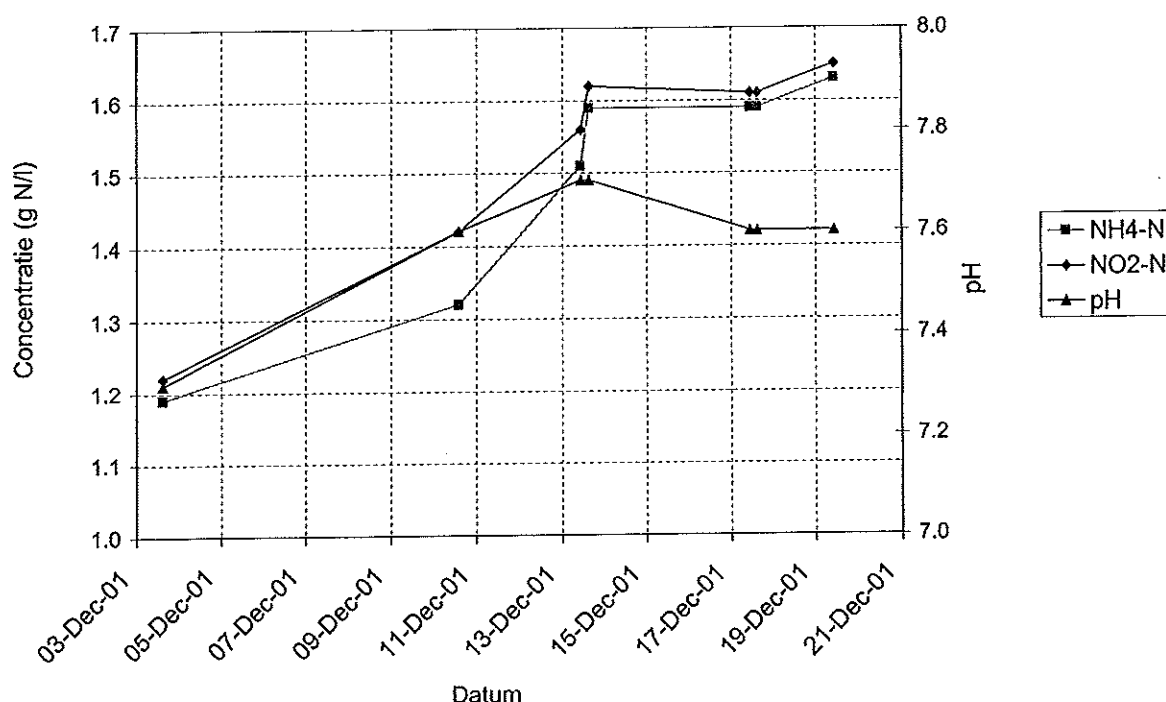
In Figuur 3 worden de pH en de gehalten van ammonium en nitriet weergegeven van het waswater, dat via het denitrificatiebassin terug naar de biowasser wordt geleid (influent biowasser). Het nitraatgehalte van dit water is kleiner dan 0,01 g N/l. In de Bijlage zijn de overige analyses van het waswater weergegeven en zijn ook de gehalten van het effluent van de biowasser (spuiwater) gegeven.

De gehalten aan ammonium en nitriet zijn extreem hoog; het nitraatgehalte is extreem laag. In een goed functionerende biowasser is het ammoniumgehalte kleiner dan 0,4 g N/l (Brok *et al.*, 1997). Normalerweise bevindt zich nauwelijks nitriet in het waswater maar in plaats daarvan is de concentratie nitraat hoog. Door de hoge ammonium- en nitrietconcentraties in het waswater worden de bacteriën sterk geremd waardoor ammonium onvoldoende wordt omgezet naar nitriet en nitriet niet wordt omgezet naar nitraat (Anthonisen *et al.*, 1976). In het denitrificatie bassin vindt vervolgens geen denitrificatie plaats wat blijkt uit het feit dat de gehalten ammonium, nitraat en nitriet van het influent van het denitrificatiebassin gelijk zijn aan de gehalten van het effluent (zie Bijlage).

De ammonium- en nitrietconcentratie van het waswater nemen in de tijd toe. De verwijdering van ammoniak uit de ventilatielucht berust ten tijde van de meetperiode niet op het biologische proces waarbij ammoniak uiteindelijk wordt omgezet tot distikstofgas (N₂), maar berust op ophoping van ammoniak en nitriet in het waswater. Berekend kan worden dat de hoeveelheid ammoniak die uit de ventilatielucht wordt verwijderd namelijk gelijk is aan de concentratietoename van ammonium en nitriet in het waswater.

Het is duidelijk dat er geen sprake is van een stabiel of goed werkend ammoniakverwijderingssysteem. Onmiddellijke actie is gewenst om te voorkomen dat het

systeem verder wordt vergiftigd en een nieuwe opstart van het biowassersysteem (enting met bacteriemassa) is waarschijnlijk noodzakelijk.



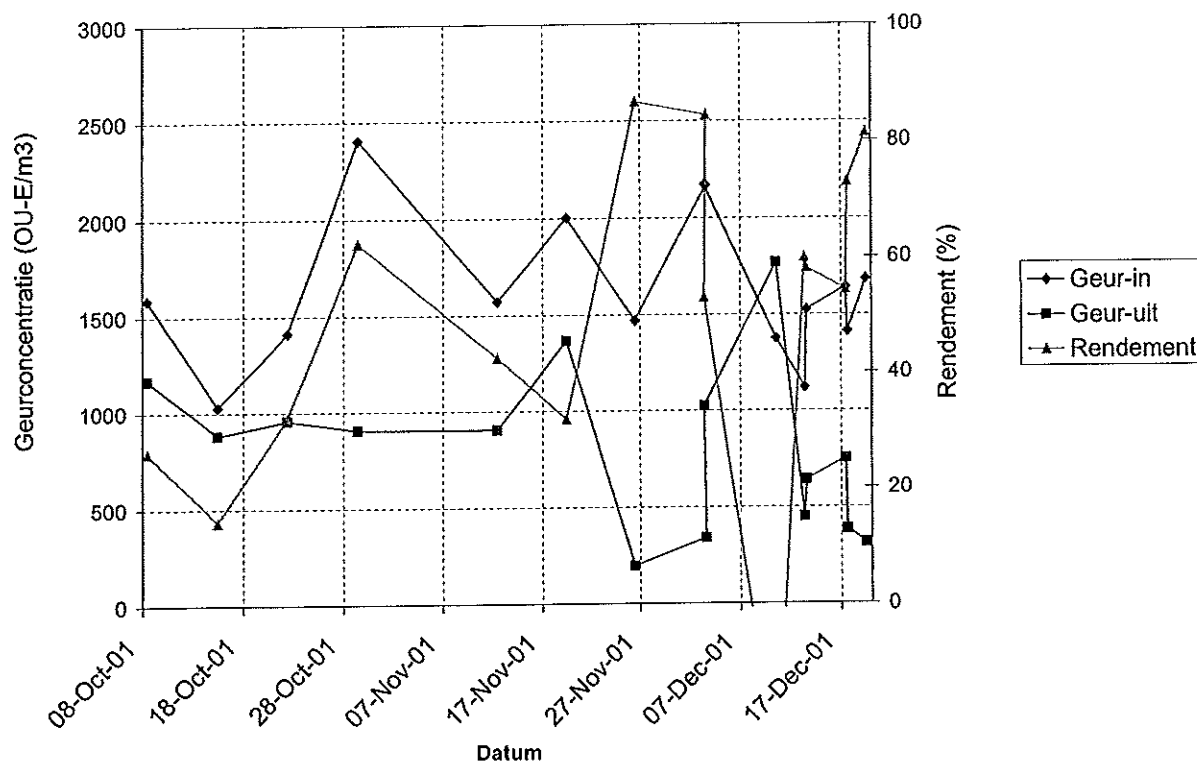
Figuur 3 Ammonium- en nitrietgehalte van waswater uit biowassersysteem.

4.2 Geurverwijdering

4.2.1 Meetresultaat

Het geurverwijderingsrendement is gemeten gedurende een langere periode dan het ammoniakverwijderingsrendement. De resultaten van de geurmetingen zijn weergegeven in Figuur 4. Het gemeten rendement varieert tussen -29 en 87% en het gemiddelde rendement bedraagt 49%. Er is dus sprake van een grote spreiding in het geurverwijderingsrendement. Uit de literatuur is slechts één andere meting bekend van het geurverwijderingsrendement van een chemische wasser die lucht uit een varkensstal behandelt onder Nederlandse omstandigheden. In het betreffende onderzoek wordt een geurverwijderingsrendement van 29% gevonden (range van 3% tot 50 %)(Ogink en Lens, 2000). Dit rendement is echter niet significant verschillend van het in dit onderzoek gemeten rendement vanwege de hoge spreiding in beide meetseries.

Naast een vergelijking met het rendement uit genoemde publicatie is een vergelijking gemaakt met (nog) niet gepubliceerde resultaten van IMAG onderzoek aan drie biologische wassers (varkensstal) en 1 chemische wasser (pluimveestal). Uit deze vergelijking bleek dat het geurverwijderingsrendement voor geen enkele wasser significant is te onderscheiden van het geurverwijderingsrendement van één van de andere wassers ($\alpha = 0.05$). De spreiding van het rendement is groot voor zowel de chemische als de biologische wassers; voor de chemische wassers geldt echter dat de spreiding lager is dan voor drie van de vier biologische wassers.



Figuur 4 Geurverwijdering door biowassersysteem (op basis van concentraties).

4.2.2 Mogelijke oorzaken van variatie in gemeten geurverwijderingsrendement

Een grote spreiding in het geurverwijderingsrendement is dus een fenomeen dat algemeen wordt waargenomen voor zowel biologische als chemische wassers. De spreiding kan in principe veroorzaakt worden door de gebruikte olfactometrische methode voor geurbepaling, door de werking van de wasser of door een combinatie van beide.

Olfactometrische methode

Een veelgehoord idee is dat schommelingen in geurrendementen veroorzaakt worden door de relatief grote spreiding die verbonden is met de olfactometrische bepaling van geurconcentraties. Vergeleken met doorsnee chemisch-analytische bepalingsmethoden is de ruis inderdaad groot.

Wanneer de geurconcentraties in de ingaande en uitgaande lucht van de wasser worden vergeleken, dan blijkt dat zowel de gemiddelde waarden als de varianties van de meetreeksen significant van elkaar te verschillen. De gemiddelde geurconcentratie van de uitgaande lucht is ongeveer de helft (49%) van de gemiddelde geurconcentratie van de ingaande lucht. De variantie van de geurmetingen in de uitgaande lucht is echter 5 maal zo hoog als de variantie van de metingen in de ingaande lucht. Dit duidt erop dat het functioneren van de wasser zelf en niet de olfactometrische methode de oorzaak is de variatie in het geurverwijderingsrendement. Wanneer de schommelingen in het geurverwijderingsrendement veroorzaakt zouden zijn door de relatief grote ruis in de olfactometrische bepaling, dan zouden de varianties van de ingaande en uitgaande luchtstroom ongeveer gelijk moeten zijn. Kwantitatief betekent de 5 maal zo hoge variantie van de metingen na de wasser dat ongeveer 4/5 of 80% van de schommelingen in het rendement het gevolg is van het functioneren van de wasser.

Ook kan de bijdrage van de wasser aan de variërende geurrendementen berekend worden aan de hand van gegevens met betrekking tot spreiding op het niveau van het geurlaboratorium. De gepoolde variantie voor het geurverwijderingsrendement van de wasser kan berekend worden uit de variantie van de ingaande geurconcentraties en die van de uitgaande geurconcentraties volgens (8).

$$s^2_{\text{rendement}} = ((n_{\text{in}} - 1) \cdot s^2_{\text{in}} + (n_{\text{uit}} - 1) \cdot s^2_{\text{uit}}) / ((n_{\text{in}} - 1) + (n_{\text{uit}} - 1)) \quad (8)$$

Invullen voor de gemeten wasser levert:

$$s^2_{\text{rendement}} = ((13 \cdot 0,064) + (13 \cdot 0,323)) / 13 + 13 = 0,1935$$

Deze totale variantie moet worden vergeleken met de variantie die in het laboratorium gevonden wordt voor het meten van geurmonsters door één en hetzelfde panel. Hetzelfde panel meet namelijk zowel de ingaande als de uitgaande concentratie en dit leidt tot een lagere ruis in het rendement dan in de situatie waarbij beide metingen zouden worden uitgevoerd met verschillende panels.

Op basis van de honderden geurmetingen die de afgelopen 5 jaar zijn uitgevoerd in het geurlaboratorium van het IMAG, kan berekend worden dat de variantie bij meten met eenzelfde panel ongeveer 0,04 is. Door dit getal te delen door de totale variantie van de geurverwijderingsmeting, kan de bijdrage van de olfactometrische methode op de totale variantie worden berekend:

$$0,04 / 0,1935 \cdot 100\% = 20,6\%$$

Het resterende percentage ($100 - 20,6 = 79,4\%$) geeft de bijdrage van de wasser aan en bedraagt dus inderdaad zo'n 80%.

De algemene aanname dat de schommelingen in het geurverwijderingsrendement het gevolg zijn van de onnauwkeurigheid in het bepalen van geurconcentraties is dus onjuist. Het grootste deel van deze schommelingen wordt veroorzaakt door de wasser zelf.

Werking van de wasser

Uit bovenstaande blijkt dat de variatie in het gemeten geurverwijderingsrendement voor zo'n 80% wordt veroorzaakt door het functioneren van de wasser. Het is niet meteen duidelijk wat de oorzaak is van de sterk variërende werking van de wasser tijdens de meetperiode. Hieronder wordt een aantal mogelijke oorzaken besproken.

Vluchtige vetzuren

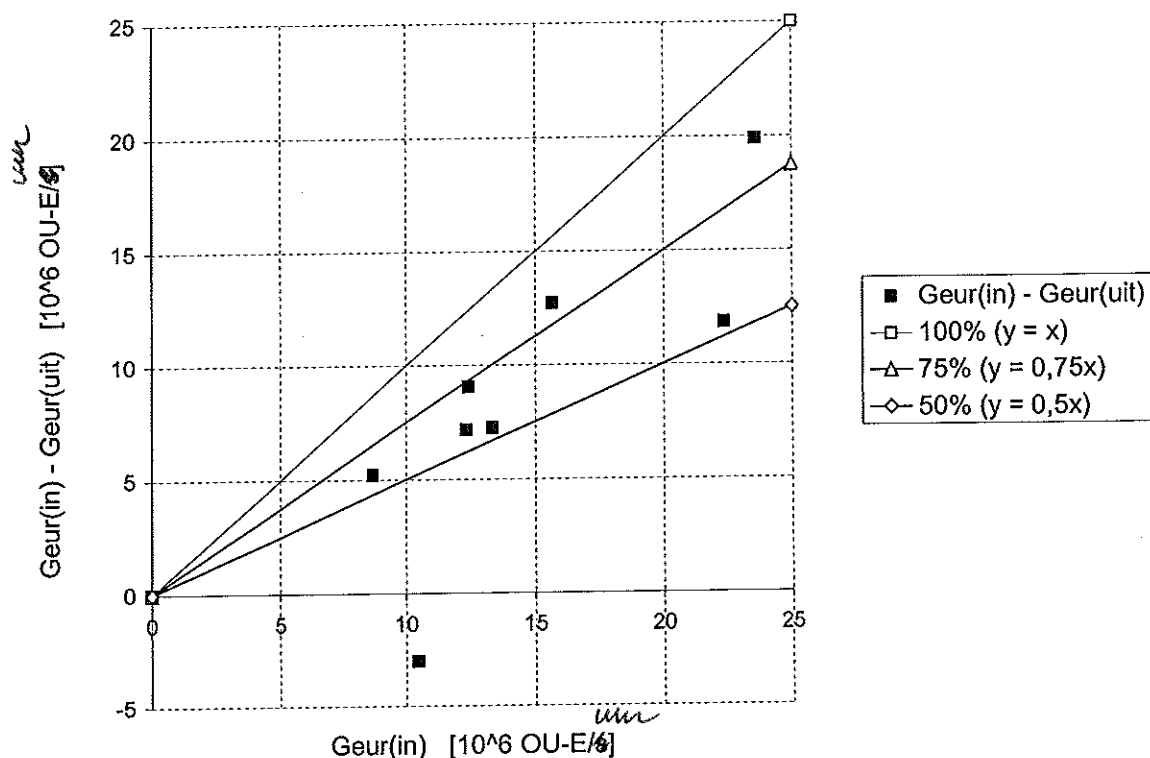
In de eerste plaats zijn de concentraties van vluchtige vetzuren in de ingaande en uitgaande lucht van de biowasser gemeten. De concentratie van vluchtige vetzuren in de lucht was echter in alle monsters lager dan de detectiegrens van de gebruikte methode. Er kan dus geen uitspraak worden gedaan over de invloed van de belasting van het filter met (verschillende) vluchtige vetzuren op de geurverwijdering en het geurverwijderingsrendement.

Inhibitie van bacteriepopulatie

In de tweede plaats is het mogelijk dat de hoge concentratie ammonium en/of nitriet een remmende werking heeft op de bacteriën die verantwoordelijk zijn voor de geurverwijdering en op deze manier verantwoordelijk is voor de grote variatie in het geurverwijderingsrendement. Uit Figuur 3 blijkt dat de concentraties ammonium en nitriet tijdens de meetperiode zeer hoog zijn en een stijgend verloop hebben. Onbekend is echter bij welke concentraties van ammonium en/of nitriet de bacteriepopulatie die verantwoordelijk is voor de geurverwijdering daadwerkelijk geremd wordt.

Geurbelasting

Voor de laatste 8 meetdagen uit Figuur 4 was behalve de geurconcentratie van de in- en uitgaande lucht eveneens het ventilatie-debiet bekend. Voor deze metingen is de geurverwijdering berekend als de geurvracht die per tijdseenheid wordt verwijderd (Geur(in) - Geur(uit) [OU-E/s]) en in Figuur 5 uitgezet tegen de geurbelasting oftewel de geurvracht die per tijdseenheid de biowasser ingaat (Geur(in) [OU-E/s]). In Figuur 5 zijn eveneens lijnen getekend die een geurverwijdering van respectievelijk 50 en 100% aanduiden.



Figuur 5 Geurverwijdering door biowassersysteem (op basis van geurbelasting).

Uit Figuur 5 blijkt dat, afgezien van één meetpunt waarop de Geur(uit) hoger is dan Geur(in), de geurverwijdering zich beweegt tussen ongeveer 50 en 90% (zoals ook in Figuur 4 is te zien) en niet afhankelijk van de ingaande geurbelasting. De waargenomen variatie in het geurverwijderingsrendement wordt dus niet veroorzaakt door variaties in de belasting. Omdat het geurverwijderingsrendement bij hoge ingaande geurbelasting gelijk is aan de verwijdering bij lage ingaande geurbelasting is de biowasser waarschijnlijk onderbelast: de maximale geurverwijderingscapaciteit van de biowasser is nog niet bereikt. De biowasser zal waarschijnlijk nog hogere geurvrachten kunnen verwerken met een vergelijkbaar rendement. Dit lijkt erop te wijzen dat de geurverwijdering eerder wordt gelimiteerd door de oplosbaarheid van de geurverbinding in het sproeiwater dan door de afbraakcapaciteit van de aanwezige biomassa. Mogelijk is de oplosbaarheid van de geurverbindingen te beïnvloeden door verhouding luchtdebiet/sproeiwaterdebiet te variëren en de hoeveelheid waswater die ververst wordt door vers water aan te passen. Nader onderzoek moet uitwijzen in hoeverre de geurverwijdering van een bestaande biowasser kan verhoogd worden door aanpassing van de waterhuishouding. Wanneer deze rendementsverhoging onvoldoende blijkt te zijn is het noodzakelijk nieuwe luchtwassersystemen te ontwikkelen waarmee wel de gewenste stabiele geurverwijderingsrendementen kunnen gerealiseerd worden.

5 CONCLUSIES EN AANBEVELINGEN

- a) Uit het onderzoek blijkt dat, ondanks het niet optimaal verlopende nitrificatie/denitrificatie-proces, het ammoniakverwijderingsrendement van het onderzochte biowassersysteem gemiddeld 79% bedraagt.
- b) Het gemiddelde geurverwijderingsrendement van het biowassersysteem bedraagt 49%. De geurverwijdering verloopt dus moeizamer dan de ammoniakverwijdering. Het gemeten geurverwijderingsrendement verschilt niet significant verschillend van andere biologische en chemische wassers die tot nu toe door IMAG zijn bemeten.
- c) Het geurverwijderingsrendement van het biowassersysteem vertoont een grote spreiding (-29 tot 87%). De grootte van deze spreiding komt overeen met andere wassers (zowel chemische als biologische), hoewel chemische wassers doorgaans een iets lagere spreiding vertonen dan biologische wassers.
De gemeten spreiding wordt voor 20% veroorzaakt door de olfactometrische geurmeetmethode en voor 80% door de wasser zelf.
- d) Het onderzoek kan geen uitsluitsel geven op de vraag waarom de werking van de biologische wasser zo sterk varieert. Nader onderzoek is noodzakelijk om de schommelingen in het geurverwijderingsrendement verder te analyseren en oplossingsrichtingen te ontwikkelen. Mogelijk kan optimalisatie van de waterhuishouding een positief effect hebben op de geurverwijdering van bestaande luchtwassersystemen. Anderzijds is het wellicht noodzakelijk nieuwe luchtwassersystemen te ontwikkelen waarmee wel de gewenste stabiele geurverwijderingsrendementen kunnen gerealiseerd worden.
- e) Om een goede werking van een biowasser te garanderen, is het noodzakelijk om het proces regelmatig te controleren (analyse van spuiwater op ammonium, nitriet, nitraat en pH). Hieraan ontbrak het bij het onderzochte biowassersysteem.
- f) Het onderzoek is uitgevoerd aan een biowassersysteem dat bij nader inzien niet stabiel bleek te werken. De meetresultaten en conclusies moeten daarom met de nodige voorzichtigheid gehanteerd worden.

6 LITERATUUR

- Anoniem. 1996. Werkgroep Emissiefactoren. Meetprotocol voor geuremissies uit stallen. Ministerie van Landbouw, Natuurbeheer en Visserij, Den Haag.
- Anthonisen, A.C.; Loehr, R.C.; Prakasam, T.B.S.; Srinath, E.G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *Journal Water Poll Contr Fed*, 48, p. 835-852
- Brok, den, G.M.; N. Verdoes; A.I.J. Hoofs; C.E.P. van Brakel. 1997. Varkensstallen met een lage ammoniakuitstoot. Proefverslag P 2.32. Praktijkonderzoek Varkenshouderij, Rosmalen.
- NNI. 1995/1996. NVN 2880/A1 Luchtkwaliteit, sensorische geurmetingen met een olfactometer. Nederlands Normalisatie Instituut, Delft (1995) met wijzigingsblad A1, in brief aan geaccrediteerde instellingen (1996).
- Ogink, N.W.M.; P.N. Lens. 2000. Geuremissies uit de veehouderij. Overzichtsrapportage van geurmetingen in de varkenshouderij, pluimveehouderij en rundveehouderij. Nota P 2000-11. IMAG, Wageningen.
- Wintjens, Y. 1993. Gaswasfles. In: E.N.J. van Ouwerkerk (ED.): Meetmethoden NH₃-emissie uit stallen. Onderzoek inzake de mest- en ammoniak-problematiek in de veehouderij 16, DLO, Wageningen, p. 38-40.

BIJLAGE

Tabel 1 Analyse biowasser: effluent denitrificatiebassin (= influent biowasser)

Datum	Tijd	NH4-N (g/l)	NO2-N (g/l)	NO3-N (mg/l)	Totaal-P (g/l)	pH (-)
3-12-2001	14:00	1,19	1,22	< 10	< 0.02	7,3
10-12-2001	13:00	1,32	1,42	< 10	< 0.02	7,6
13-12-2001	9:30	1,51	1,56	< 10	< 0.02	7,7
13-12-2001	14:00	1,59	1,62	< 10	< 0.02	7,7
17-12-2001	10:00	1,59	1,61	< 10	< 0.02	7,6
17-12-2001	14:00	1,59	1,61	< 10	< 0.02	7,6
19-12-2001	9:20	1,63	1,65	< 10	< 0.02	7,6

Tabel 2 Analyse biowasser: spuiwater (= effluent biowasser)

Datum	Tijd	NH4-N (g/l)	NO2-N (mg/l)	NO3-N (mg/l)	Totaal-P (g/l)	pH (-)
3-12-2001	14:00	1,19	1220	< 10	< 0.02	7,9
10-12-2001	13:00	1,46	1510	< 10	< 0.02	7,7
13-12-2001	9:30	1,57	1630	< 10	< 0.02	7,8
13-12-2001	14:00	1,51	1640	< 10	< 0.02	7,7
17-12-2001	10:00	1,59	1620	< 10	< 0.02	7,6
17-12-2001	14:00	1,61	1620	< 10	< 0.02	7,6
19-12-2001	9:20	1,7	1730	< 10	< 0.02	7,7