

# A hybrid process for biological P and N removal - pilot plant experiments

Pirjo Rantanen, Finnish Environment Institute  
Matti Valve, Finnish Environment Institute

---

## 1 Introduction

Reliable combined biological removal of nitrogen and phosphorus from wastewater in Nordic conditions is a formidable task. The cold climate, and especially the very cold wastewater temperatures caused by melting snow or heavy rain, hinder nitrification in particular. Nitrates, on the other hand, make biological phosphorus removal more difficult. Earlier studies on the use of carrier material to intensify and stabilize nitrification have shown that the cold temperature problems can be solved and nitrification can be restored quickly after process disturbances (Kangas 1991, Rantanen 1991). Biological phosphorus removal alone has proved reliable and effective (Rantanen 1994). Studies with a combination of nitrification, denitrification and biological phosphorus removal using activated sludge systems have yielded fairly good results, although the variation in P removal has been extensive. The need of large volumes in the nitrification stage and also the need to secure the operation of nitrification in all conditions has led to development of a hybrid process using carrier material for nitrification and activated sludge for enhanced biological phosphorus removal and denitrification.

This study involved cooperation between the Finnish Environment Institute (FEI, Pollution Prevention Division), Helsinki University of Technology (HUT, Laboratory of Environmental Engineering) and Helsinki University (HU, Department for Applied Chemistry and Microbiology). Financing has been provided by several foundations, the Ministry of the Environment, private companies and the waterworks of the cities of Espoo, Tampere, Helsinki and Turku. The project has a budget of FIM 8 million and will continue until the end of 1997.

The project is divided in three subprojects: A (HUT), B (HU) and C (FEI). Subproject A does special analyses and sludge characterization, B studies the microbiology of biological phosphorus removal and develops microbiological and biochemical methods for the identification of bacteria and C is the host project that runs the treatment process and studies it from an engineering point of view. This paper reports on the activities of subproject C.

## 2 Materials and methods

The experiments were run in two technical scale units at a research station situated at the Espoo Suomenoja wastewater treatment plant approximately 17 km west of Helsinki. The pilot treatment plant consisted of the following:

1. Primary sedimentation with a circular vertical flow clarifier (surface area  $6.1 \text{ m}^2$ , volume  $14 \text{ m}^3$ ) equipped with a slowly rotating scraper.
2. The reaction basin consisted of a steel tank with a volume of  $43 \text{ m}^3$  divided into five compartments. The first four had a volume of  $5.5 \text{ m}^3$  each and the last  $20 \text{ m}^3$ . The first four compartments were equipped for mechanical mixing. The fourth compartment also had a tube aerator. The last compartment was equipped with rubber membrane air diffusers. A wire mesh was fitted in the opening between the fourth and fifth compartment and a screen in front of the outlet to the secondary clarifier to prevent escape of the carrier material.
3. The secondary sedimentation basin was a circular vertical flow clarifier (surface area  $9.6 \text{ m}^2$ , volume of  $16.6 \text{ m}^3$ ) equipped with a slowly rotating scraper.
4. The influent and sludge return pumps were variable speed positive displacement pumps with capacities of  $2.5 - 12 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ . The pumps were controlled by the PID units of a process control program.
5. The recirculation pumps were variable speed centrifugal pumps with capacities of  $3-12 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$ . The pumps were controlled by the PID units of a process control program.
6. The air blower was a variable speed rotary blower. The aeration rate was controlled by DO in the aeration basin.
7. On-line continuous measurements are described by Rantanen (1997).

The process configuration is presented in Fig. 1. The influent to the pilot plant is screened municipal wastewater with approximately 10% industrial effluents from small-scale industry. The carrier material was of the KMT-type and  $11.2 \text{ m}^3$  were used in the aeration compartment. No chemicals were added during this stage of the study.

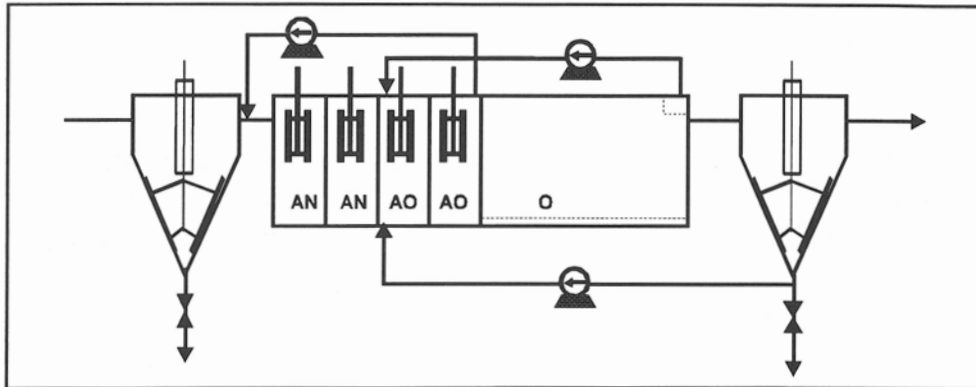


Figure 1. Process configuration. AN is the anaerobic compartment, AO is the anoxic compartment and O is the aerated compartment.

Reaction rate tests for nitrification, denitrification, phosphorus uptake and phosphorus release were made separately. The process was optimized with the simplex method used in earlier studies with good results (Rantanen 1992).

### 3 Operation of process

The process was started in October 1995. Activated sludge adapted for biological nutrient removal in an earlier two-year-experiment was pumped into this unit and the KMT material was added to the aeration compartment. The process parameters presented in Table 1 depict operation between the January 8 and September 7 1996.

Table 1. Process parameters.  $Q_i$  = influent flow,  $Q_r$  = return sludge flow as a percentage of influent flow,  $Q_n$  = nitrate recycle flow as a percentage of influent flow,  $Q_a$  = anoxic sludge recycle flow as a percentage of influent flow. See following chapter for exact dates of the periods.

Period	$Q_i$	$Q_r$	$Q_n$	$Q_a$	T	SRT	DO
	$m^3 h^{-1}$	%	%	%	$^{\circ}C$	d	$mg l^{-1}$
win	4.1	155	115	270	$12.7 \pm 0.1$	23	$5.8 \pm 0.1$
melt	4.0	155	160	270	$10.6 \pm 0.1$	23	$5.3 \pm 0.2$
spr	4.0	155	165	270	$12.6 \pm 0.2$	23	$4.9 \pm 0.2$
sum1	4.0	150	155	245	$14.5 \pm 0.2$	13	$4.8 \pm 0.2$
sum2	5.5	130	80	135	$16.3 \pm 0.2$	10	$5.2 \pm 0.2$
splx	5.6	115	110	90	$19.0 \pm 0.3$	10	$3.7 \pm 0.2$

The data are divided into 6 groups according to different conditions (mainly temperature): winter (8.1.-6.4.), melting snow (7.4.-2.5.), spring (3.5.-20.5.),

summer1 (21.5.-4.6.), summer2 (5.6.-14.7.) and simplex (15.7.-7.9.). The values in Table 1 are means (flows) and means and standard errors of mean (temperature, DO in the aeration unit).

The hydraulic retention time in the activated sludge basin was 10.5 h during the four first periods and 7.7 h during the last two. The volumetric BOD<sub>7</sub>-load varied between 0.15 and 0.65 kgBOD<sub>7</sub> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> (median 0.39 kgBOD<sub>7</sub> m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup>). Sludge load varied between 0.03 and 0.16 kgBOD<sub>7</sub> (kgSS)<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> (median 0.09 kgBOD<sub>7</sub> (kgSS)<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>).

## 4 Results and discussion

### 4.1 Influent wastewater

Total nitrogen concentrations in the influent varied from 23 to 57 mg N l<sup>-1</sup> as 24-hour averages. The values were occasionally extremely high, especially at the beginning of the year. This was caused in part by the escape of sludge waters from the main treatment plant into the influent pumping basin of the pilot plant. The same fact also concerned the influent phosphorus concentrations. They varied between 2.5 and 7.8 mg P l<sup>-1</sup> being highest during the winter period and lowest during the melting period.

*Table 2. Properties of pre-sedimented wastewater (mean± standard error of mean). See Chapter 3 for exact dates of the periods.*

Period	BOD <sub>7</sub>	COD <sub>Cr</sub>	N <sub>tot</sub>	P <sub>tot</sub>	Alkalinity	Fe <sub>tot</sub>
	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>	mmol l <sup>-1</sup>	mg l <sup>-1</sup>
win	173±8	360±10	52±1	7.3±0.1	4.9±0.2	1.9±0.2
melt	91±15	193±14	27±2	3.5±0.6	2.9±0.3	1.6±0.1
spr	90	245±5	33±3	4.6±0.1	3.6±0.5	1.6±0.1
sum1	107±14	225±15	33±2	4.7±0.4	3.5±0.2	1.5±0.3
sum2	118±10	256±28	37±4	5.0±0.6	3.8±0.4	2.1±0.4
splx	154±16	324±18	45±3	6.3±0.4	4.9±0.3	2.3±0.4

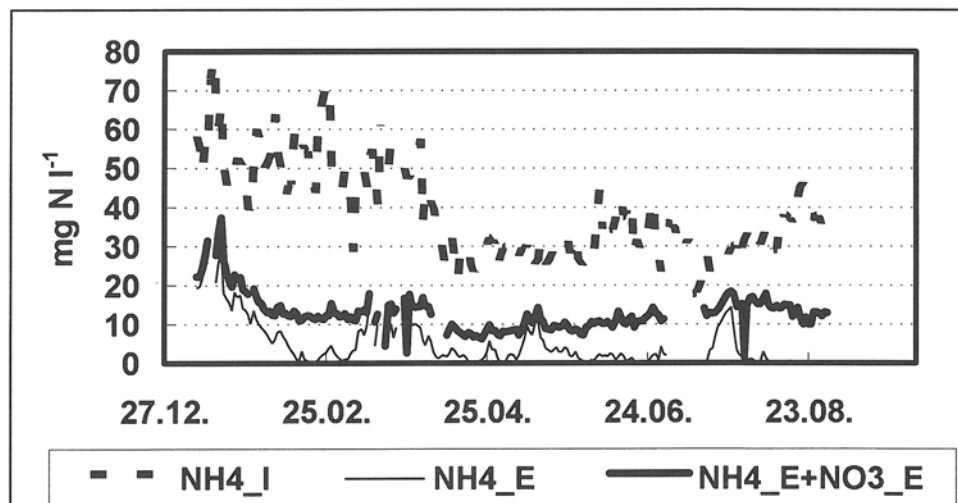
The BOD<sub>7</sub>:N ratio varied between 2.2 and 4.0 (COD<sub>Cr</sub>:N 6.1 - 8.0). The BOD<sub>7</sub>:P ratio varied between 15 and 34 (COD<sub>Cr</sub>:N 40 - 72). Especially during spring and the first summer period the ratios were low. The organic compounds in the influent were therefore slightly low for biological nutrient removal. The analyses of the pre-clarified wastewater are presented in Table 2.

## 4.2 Nitrogen removal

The total nitrification rate varied from 51 - 100% and total nitrogen removal efficiency from 35 - 84%. The low nitrification rate during the winter period was due to start-up of the process. Nitrification was also poor in the spring while the snow melted for a short period in May, and during optimization in August. Poor nitrification during optimization was caused by selection of unfavorable running parameter combinations. Alkalinity in the effluent was at lowest 0.8 mmol/l, therefore lack of it was not the limiting factor. (Table 3, Fig. 2).

**Table 3.** Effluent nitrogen, nitrification and nitrogen removal (mean±standard error of mean). See Chapter 3 for exact dates of the periods.

Period	NH <sub>4</sub> -N mg l <sup>-1</sup>	NO <sub>3</sub> -N mg l <sup>-1</sup>	Nitrification %	Nitrogen removal %
win	8.6±0.8	7.1±0.3	83±1	69±1
melt	1.7±0.3	6.1±0.2	94±1	71±1
spr	5.1±0.8	4.8±0.4	82±3	65±2
sum1	1.9±0.4	7.2±0.4	93±1	69±1
sum2	1.5±0.2	10.2±0.3	96±1	67±1
splx	2.3±0.6	11.9±0.6	91±2	55±2



**Figure 2.** Nitrogen compounds during the test period according to continuous measurements. NH<sub>4</sub>\_I = ammonium as nitrogen in the presedimented water, NH<sub>4</sub>\_E = ammonium as nitrogen in the effluent, NH<sub>4</sub>\_E+ NO<sub>3</sub>\_E = ammonium and nitrate as nitrogen in the effluent.

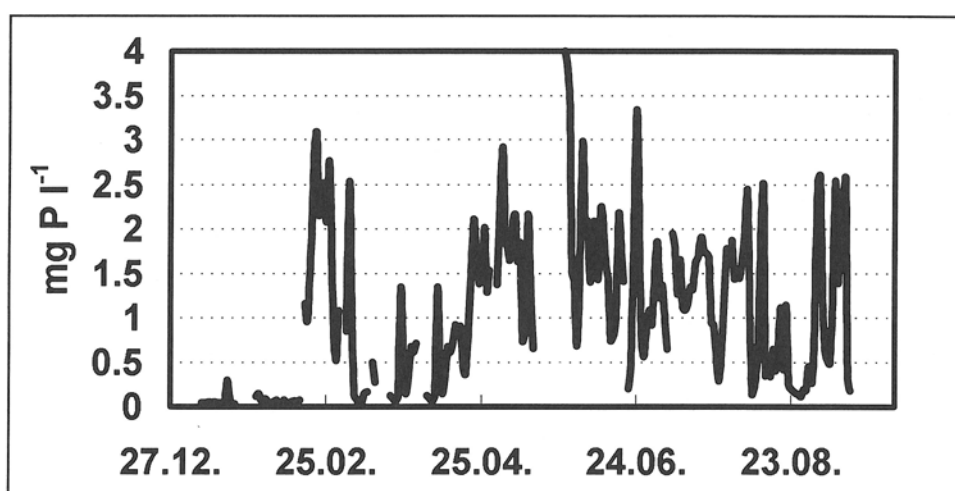
### 4.3 Phosphorus removal

The total phosphorus removal efficiency varied between 50% and 90%, depending mainly on the functioning of the enhanced biological phosphorus removal (EBPR) and partly on the volume of suspended solids in the effluent. Reduction of soluble orthophosphate as phosphorus varied from 23 - 99%. These values reflect the functioning of the EBPR only.

**Table 4.** Effluent phosphate phosphorus and total phosphorus (mean±standard error of mean).

Period	PO <sub>4</sub> -P mg l <sup>-1</sup>	P <sub>tot</sub> mg l <sup>-1</sup>	Phosphorus removal %	Soluble phosphorus removal %
win	0.5± 0.1	1.2±0.5	80±7	96±3
melt	1.1±0.2	1.6±0.4	54±4	66±2
spr	1.7±0.2	2.1±0.6	60±14	61±9
sum1	..	1.9±0.8	69±15	..
sum2	1.4±0.2	1.5±0.2	66±10	68±9
splx	1.0±0.1	1.3±0.4	78±6	86±5

The suspended solids were generally less than 15 mg l<sup>-1</sup>, which corresponded to approximately 35% of the total phosphorus in the effluent, as the phosphorus content of the sludge was 3.7%. The main reason for the poor phosphorus removal therefore was the variation in EBPR and not phosphorus in the suspended solids of the effluent (Table 4).



**Figure 3.** Effluent orthophosphate as phosphorus according to continuous measurement.

The variation in the effluent phosphorus was large during all the periods. The continuously analyzed effluent soluble orthophosphate as phosphorus varied between 0.03 and 4 mg l<sup>-1</sup> (Fig. 3). The phosphorus results were especially good during the start-up period, when nitrification was poor. The sludge contained no precipitation chemicals from the start and during the experiment no chemicals were added (not even lime to control the pH in the aeration basin). The iron concentration of the sludge was 1.0-1.5% of SS, while at the Suomenoja main treatment plant it varied from 8-10% of SS during the last 10 years.

The continuous on-line orthophosphate analyses from the sludge compartments showed that biological phosphorus removal was operative; the PO<sub>4</sub>-P concentration in the anaerobic unit varied between 2 and 16. The concentration in the anoxic compartment was generally lower than the concentration in the anaerobic compartment. The concentration in the aerobic compartment was approximately the same or slightly higher than in the effluent. The mean PO<sub>4</sub>-P concentrations in the sludge compartments are presented in Table 5.

**Table 5.** PO<sub>4</sub>-P concentrations in anaerobic, anoxic and aerobic compartments (mean±standard error of mean).

Period	PO <sub>4</sub> -P <sub>ana</sub> mg l <sup>-1</sup>	PO <sub>4</sub> -P <sub>anox</sub> mg l <sup>-1</sup>	PO <sub>4</sub> -P <sub>aer</sub> mg l <sup>-1</sup>
win	8.9±0.6	..	1.5±0.3
melt	2.5±0.2	..	1.1±0.2
spr	3.0±0.4	..	3.9±0.7
sum1	4.7±1.0	3.7±1.1	2.6±0.5
sum2	4.7±0.4	3.8±0.4	2.0±0.2
splx	6.4±0.5	3.8±0.3	1.4±0.2

#### 4.4 Optimization

The Simplex method was used for optimization as it had earlier proved to be a fast method for optimizing a wastewater treatment process. The variables to be optimized were the return sludge, the nitrate recycle and the anoxic recycle flows and dissolved oxygen in the aeration basin. The formula that was minimized experimentally was:

$$0.45 * N + 0.45 * P + 0.1 * O \quad (1)$$

in which

$$N = \frac{(NO_3N_{eff} + NH_4N_{eff}) - 12mg l^{-1}}{43mg l^{-1} - 12mg l^{-1}} \quad (2)$$

$$P = \frac{PO_4P_{eff} - 0.5mg l^{-1}}{6mg l^{-1} - 0.5mg l^{-1}} \quad (3)$$

$$O = \frac{[C_{O_2}^*(t) - DO]^{-1} - [C_{O_2}^*(t) - 2mg l^{-1}]^{-1}}{[C_{O_2}^*(t) - 6mg l^{-1}]^{-1} - [C_{O_2}^*(t) - 2mg l^{-1}]^{-1}} \quad (4)$$

$NO_3N_{eff}$  = nitrate as nitrogen in the effluent

$NH_4N_{eff}$  = ammonium as nitrogen in the effluent

$PO_4P_{eff}$  = orthophosphate as phosphorus in the effluent

$C_{O_2}^*(t)$  = the saturated oxygen concentration in water at temperature t

$DO$  = dissolved oxygen concentration.

The parameters and their weights in equation (1) were mainly chosen to reflect the efficiency of nutrient removal in the process. Phosphorus ( $P$ ) and nitrogen ( $N$ ) were given equal weights (0.45) and DO was weighted with 0.1 to reflect the energy consumption of the aeration.

The duration of each experiment with different values for variables was 2 days. If the conditions departed from normal the experiment was terminated temporarily until the conditions returned to normal.

The optimization results after 10 experiments were return sludge flow 150%, nitrate recycle flow 155% and anoxic sludge recycle flow 115% of the influent flow and dissolved oxygen in the aeration basin  $3.0 \text{ mg l}^{-1}$ . This result is optimal in summer conditions; a different parameter combination may be better the rest of the year.

In the optimum conditions, the  $PO_4\text{-P}$  concentrations in the effluent were  $0.1\text{-}0.4 \text{ mg l}^{-1}$  and the  $NO_3\text{-N} + NH_4\text{-N}$   $10.1\text{-}12.7 \text{ mg l}^{-1}$ . The soluble phosphorus reductions were 90-98% and the nitrogen reductions 65-74%.

## 5 Conclusions

The wastewater in the Espoo sewerage system contains small amounts of organic compounds, and therefore it does not favor biological nutrient removal. Nitrification was good except from the start and while snow melted. During optimization poor nitrification was caused by unfavorable running parameter combinations. Total nitrogen removal varied from 35 - 84%.



The wide variation in the phosphorus result was mainly due to of variation in biological phosphorus uptake. During the start-up period phosphorus removal was at its best, soluble phosphorus reduction was 96% and effluent soluble phosphorus concentration 0.5 mg l<sup>-1</sup>.

The orthophosphate concentration as phosphorus in the anaerobic compartment was generally higher than in the influent and the anoxic compartment. The concentration in the aerobic compartment was close to the concentration in the effluent.

The optimum running parameter combination for the process was return sludge flow 150%, nitrate recycle flow 155% and anoxic sludge recycle flow 115% of the influent flow and dissolved oxygen in the aeration basin 3.0 mg l<sup>-1</sup>.

## References

Kangas A. 1991. Experiences on free swimming carrier material in a nitrifying activated sludge process, Nitrogenrensning med biofilmprosesser, seminarium i Oslo den 29.-30. Januar 1991, Nordiska ministerrådet, Ämbetsmannakommittén för miljöskyddsfrågor, pp. 96-106.

Rantanen, P. 1991. Experiences on a recirculation process for nitrogen removal with free swimming carrier material, Nitrogenrensning med biofilmprosesser, seminarium i Oslo den 29.-30. Januar 1991, Nordiska ministerrådet, Ämbetsmannakommittén för miljöskyddsfrågor, pp. 107-113.

Rantanen, P. 1992. Use of the Simplex optimization method to optimize a moving bed nitrogen removal process, Nordisk konference om nitrogenfjernelse i kommunale rensesanlæg, København den 8.-9- september 1992, Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 601, pp. 246-269.

Rantanen, P. 1994. Biological phosphorus removal study at the Suomenoja research station, Vatten 50:4, pp. 321-328.

# Nitrifikationshämning i svenska avloppsvatten

Karin Jönsson, Avdelningen för VA-teknik, Lunds Tekniska Högskola, Sverige

---

## Bakgrund

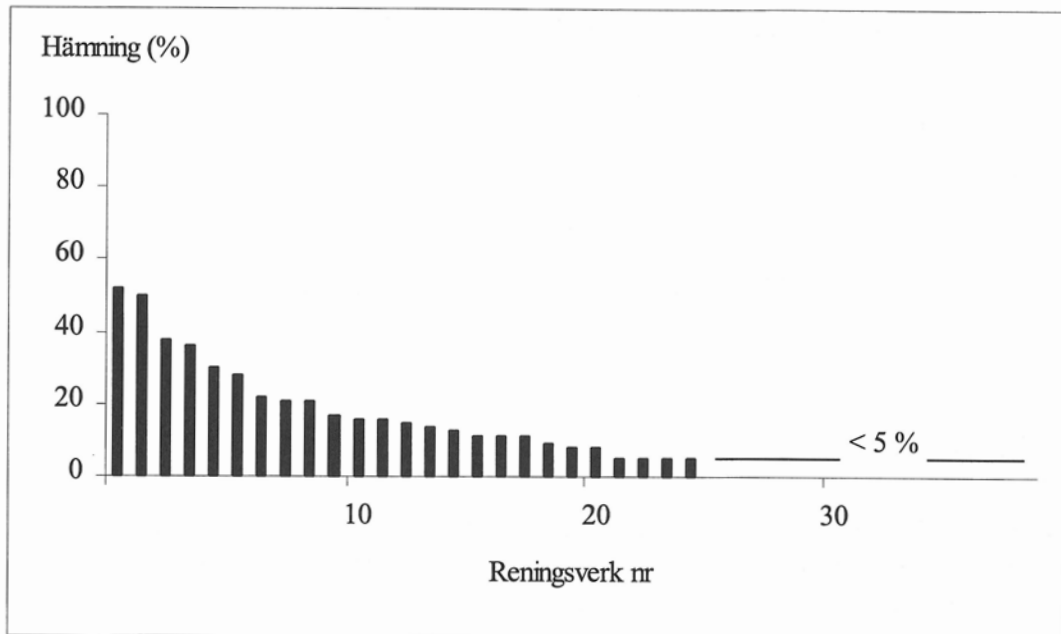
I Sverige pågår en utbyggnad av ett stort antal avloppsreningsverk för långtgående kväveavskiljning (Eklund, 1995). Samtidigt är flera reningsverk föremål för utredning huruvida de kommer att få kvävekrav eller inte.

Den i särklass vanligaste metoden som tillämpas för kväveavskiljning baseras på nitrifikation följt av denitrifikation. Liksom alla biologiska system är nitrifikationsprocessen känslig för gifter. Nitrifikation i avloppsreningsverk utförs dessutom av två mycket begränsade grupper av bakterier, ofta benämnda *Nitrosomonas* och *Nitrobacter*. Eftersom endast ett fåtal bakteriegrupper i reningsverken kan nitrifiera, finns det inga "reservgrupper" som kan rycka in om en nitrifikationsgrupp slås ut eller hämmas. Följden kan då bli sämre kväveavskiljning i reningsverket.

Karaktäristiskt för nitrifikationsbakterierna är också att de har låg tillväxthastighet jämfört med andra grupper av bakterier i aktivt slam. Detta gör att biostegets aeroba del oftast är dimensionerad med avseende på nitrifikationsprocessen, och en hastighetsnedsättning kan bli märkbar i utgående reningsresultat, särskilt på vintern om hastighetsnedsättningen blir alltför stor, och därmed den nödvändiga slamåldern så lång att den inte kan upprätthållas vid de låga temperaturerna.

Vid en undersökning av 38 danska avloppsvatten/avloppsreningsverk noterades att cirka en tredjedel av reningsverken tar emot avloppsvatten som hämmar nitrifikationen i betydande grad (Laursen och Jansen, 1995), se figur 1. Motsvarande undersökning har hittills saknats i Sverige.

Fenomenet nitrifikationshämning har noterats vid några svenska reningsverk, bl a Bromma reningsverk, Himmerfjärdsverket och Öresundsverket. För att samla kunskap om olika typer av avloppsvatten utförde Naturvårdsverket under hösten 1992 en kampanj i Helsingborg där ett tiotal industriavloppsvatten jämte in- och utflödet på Öresundsverket undersöktes med avseende på hämning/toxicitet. Resultatet blev att alla de utvalda industriernas avloppsvatten och inkommande avloppsvatten till Öresundsverket vid något tillfälle hämmade nitrifikationsprocessen (SNV, 1993). För att verifiera resultaten från Helsingborgskampanjen, genomförde Naturvårdsverket senare motsvarande undersökning i Stockholm och



Figur 1. Nitrifikationshämmning uppmätt för 38 danska avloppsreningsverk. Efter Laursen och Jansen (1995).

fick liknande resultat (SNV, 1994). I kampanjerna ingick förutom nitrifikationshämmningstester också toxicitetstester på andra organismer. De olika testmetoderna uppvisade dålig överensstämmelse. Om man är intresserad av ett avloppsvattens effekt på nitrifikationsprocessen, bör alltså en metod som mäter nitrifikation väljas.

Inom SKARV-projektet har en förenklad screeningmetod för bestämning av nitrifikationshämmning utarbetats och utprovats (SNV, 1995). Metoden gör det möjligt att testa ett stort antal prover på relativt kort tid, till skillnad från den standardiserade metoden för bestämning av nitrifikationshämmning (ISO 9509, 1989) som är mycket arbetskrävande.

Ovan nämnda arbeten har alltså visat att hämningsproblem förekommer och en praktiskt användbar mätmetod har tagits fram. Det finns således både behov och möjligheter att undersöka problemets omfattning i Sverige och att utvärdera hur undersökningar tillrättaläggs effektivast för att undersöka nitrifikationshämmning på ett enskilt reningsverk. Dessutom finns det också fortfarande behov av en vidare utveckling av de metoder som används i undersökningarna. Nedan beskrivs delar av ett pågående VA-FORSK-finansierat projekt om förekomst av nitrifikationshämmning i svenska kommunala avloppsvatten. Försök pågår fortfarande när detta skrivs, både med den metod som beskrivs här och med andra analysmetoder. Nedan redovisas de delar av projektet som direkt redogör för förekomst av nitrifikationshämmning i svenska avloppsvatten.

## Målsättning för VA-FORSK-projektet

VA-FORSK-projektet har två huvudmålsättningar. Den första är att:

- *undersöka hur vanligt förekommande nitrifikationshämmning är i Sverige.*

Vid undersökningarna i Helsingborg var ett av problemen att det inte finns något referensmaterial kring nitrifikationshämmning i Sverige, vilket gjorde det svårt att bedöma om det som uppmättes i Helsingborg var normalt eller inte. Resultatet av detta projekt kommer att utgöra ett sådant grundläggande referensmaterial.

Först när problemets omfattning är känd, kan det fastslås vad framtida forsknings- och utvecklingsinsatser bör inriktas på samt hur den administrativa praxisen vad gäller utsläppsvillkor bör se ut. Om nitrifikationshämmning är ett stort generellt problem måste detta bekämpas, t ex genom utformandet av strategier för anslutningsvillkor för ett brett spektrum av industrier. I annat fall, d v s om svenskt avloppsvatten generellt håller god kvalitet med avseende på nitrifikationshämmning, bör insatserna läggas på strategier för bibehållande av detta. Det måste alltså säkerställas att inte nya nitrifikationshämmande ämnen från nya produkter når reningsverken. Oavsett vilken typ av strategi som behöver utformas, kommer någon metod för bestämning av nitrifikationshämmning att behövas.

Projektets andra huvudmålsättning är att:

- *jämföra screeningmetoden för nitrifikationshämmning med tester på renkulturer av Nitrosomonas och Nitrobacter.*

Screeningmetoden är enkel att utföra, vilket betyder att den i princip kan utföras på alla reningsverk. Metoden baseras emellertid på aktivt slam, vilket gör att det inte finns någon absolut referens för den. Tester på renkultur kräver speciella laboratorier, men baseras å andra sidan alltid på en och samma referenskultur.

Fördelen med att använda en renkultur är att ett hämmande ämne alltid bedöms lika och att det är lätt att rangordna en grupp kemikalier eller avloppsvattentyper efter hämningspåverkan. Nackdelen med renkulturer är att undersökningsmetoden inte innefattar möjligheten att studera tillväxning till olika kemikalier eller avloppsvattentyper, antingen genom att det sker en selektion av speciellt okänsliga nitrifierande bakterier eller att de övriga bakterierna i slammet bryter ner de hämmande ämnena så att de inte längre är hämmande. Renkulturmetoder förmodas därför ha sin styrka vid undersökningar och värderingar av kemikalier, medan undersökningar med slam från reningsverk har klara fördelar vid undersökningar av konkreta hämningsproblem på reningsverk.

Genom att utföra de två testerna på ett stort antal identiska prover avser detta projekt att klargöra om de båda metoderna mäter samma sak. Metodernas analyskvalitet (reproducerbarhet) och detektionsgränser (känslighet) kommer att jämföras. Resultat från renkulturtesterna redovisas inte här.

Utöver projektets huvudmålsättningar kommer projektet också att belysa följande:

Genom att testa ett hämmande avloppsvattenprov både med det slam som normalt kommer i kontakt med avloppsvattnet och med ett referensslam, kan slammets förmåga till adaptation bedömas. Huruvida ett slam kan anpassa sig till ett hämmande ämne och hur ofta det aktuella ämnet förekommer i avloppsvattnet har stor betydelse för hur effekten på reningsverket blir.

Screeningmetoden har utförts under ett par månaders tid, med olika slam och med flera referensprov, utan innehåll av hämmande ämnen, varje dag. Genom bearbetning av resultaten för referensproven kommer en statistisk utvärdering av screeningmetoden att kunna utföras.

Med hjälp av enkel information från kommunerna, kommer försök att göras att korrelera uppmätt hämning med typ av industri i tillrinningsområdet, stadens storlek, veckodag och liknande.

## **Planläggning och genomförande av undersökningen**

Avloppsreningsverken som deltar i undersökningen har valts ut efter samtal med Sveriges samtliga länsstyrelser, och omfattar de verk som är, eller möjligen skulle kunna bli, aktuella för kvävekrav. Sammanlagt handlar det om 116 reningsverk, varav alla utom ett var positiva till att delta i undersökningen. Ytterligare sex verk fick tyvärr strykas ur undersökningen på grund av praktiska problem att ta ut prover på ett likadant sätt som övriga i undersökningen ingående reningsverk. Undersökningen innefattar avloppsvatten från 109 avloppsreningsverk, av vilka två har lämnat in prover från två olika huvudtilllopp. Det ingår således 111 avloppsvattentyper i undersökningen. För det ena reningsverket med två tilllopp rör det sig om ett separat industritilllopp och det normala tillloppet. Industriavloppsvattnet visade sig vara starkt hämmande med 100 % hämning i alla undersökta prover. Dessa resultat är medtagna i översiktsfigurena, men ingår inte i diskussionen av hämningen i övrigt. De 109 avloppsreningsverken har en belastning motsvarande ca 6,3 miljoner pe och omfattar mer än 98 % av allt svenskt kommunalt avloppsvatten, för vilket kvävekrav kan tänkas införas i framtiden. Vid planläggningen av undersökningen har det avtalats att resultaten så långt som möjligt ska presenteras så att enskilda reningsverk inte kan identifieras.

På alla reningsverk samlades dygnsprov på inkommande avloppsvatten in under en bestämd vecka, våren 1996. Varje dygnsprov delades upp på fem flaskor, varefter de frystes. Detta har gjort det möjligt att testa olika metoder med identiska prover. Dessutom har förfarandet gjort det möjligt att genomföra omkörningar för kontroll av tveksamma eller förvånande resultat. Tre vardagsprover från varje verk valdes ut för att testas med screening-metoden på ett referensslam. Vid en tidigare

undersökning (Jönsson *et al.*, 1996) gav prov uttagna under fredagsdygn upphov till betydligt högre hämning än prov från övriga veckodagar. Med detta som bakgrund var fredagsprovet ett av de prov som testades för alla reningsverk i första omgången. Om hämning uppmättes för något av de tre vardagsproven, kördes även proven för resten av veckan för det verket. Dessutom testades samtliga veckodagars prover för ett verk där hämning uppmätts på verkets egna nitrifierande slam om det fanns ett dylikt.

De resultat som redovisas här är baserade på screening-metoden (SNV, 1995). Vid genomförandet blandas nitrifierande aktivt slam med en lösning som innehåller  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  och  $\text{NaHCO}_3$ . Suspensionen blandas med kranvatten respektive avloppsvattenprovet som ska testas. Blandningen skakas i 120 minuter, varefter nitrifikationen stoppas genom filtrering och kylning av proven. Nitrifikationshämningen fås genom jämförelse av nitratproduktionen i ett prov med avloppsvatten och nitratproduktionen i ett referensprov med kranvatten. Denna jämförelse av avloppsvattenprovets nitratproduktion med nitratproduktionen i en referens innebär att det finns en hämningsprocent som varierar kring noll - och alltså också under - för prover utan innehåll av hämmande ämnen. Detta beror på analysosäkerheten för nitratmätningarna och för hela provhanteringen i försöken. I denna undersökning har metodens detektionsgräns befunnits vara ca 5 %, och på så sätt kan hämning under denna nivå anses vara resultatet av metodens osäkerhet och inte förekomst av hämmande ämnen.

Alla försök med screening-metoden i den här undersökningen har utförts som dubbelprov. Efter inkörning av metoden undersöktes 18 prov (dubbelbestämning) per dag. Alla prover testades i en inblandning på 50 % som utgångspunkt. Avloppsvatten med mycket högt ammoniuminnehåll från två verk undersöktes dock i en inblandning på 25 %. Dessa prover är medtagna i översiktsdiagrammen och markerade med ”\*”, men ingår inte i den övriga diskussionen. Därutöver är en rad specialundersökningar med varierande inblandning för några få prover utförda, se nedan.

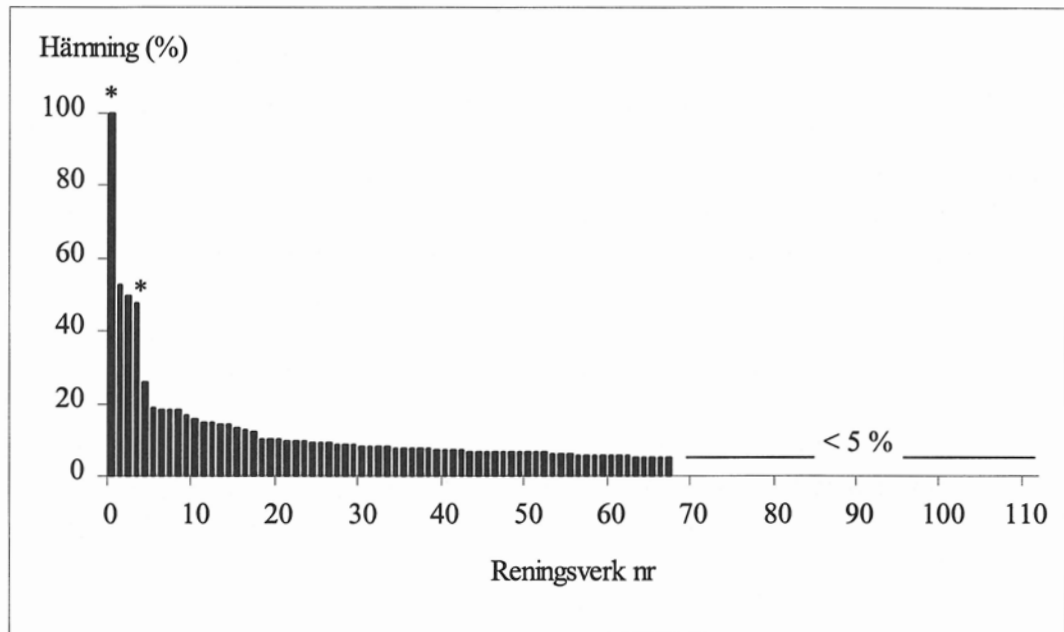
## Resultat och diskussion

I figur 2 visas maximal hämning som uppmätts för varje enskilt verk, rangordnad efter hämningens storlek. Vid en jämförelse med resultat från Danmark, ses att antalet reningsverk med tillförsel av hämmande ämnen är betydligt mindre. Bara 20 verk har hämning över 10 %, och för många verk är det tal om att hämningen i de flesta proven ligger under metodens detektionsgräns.

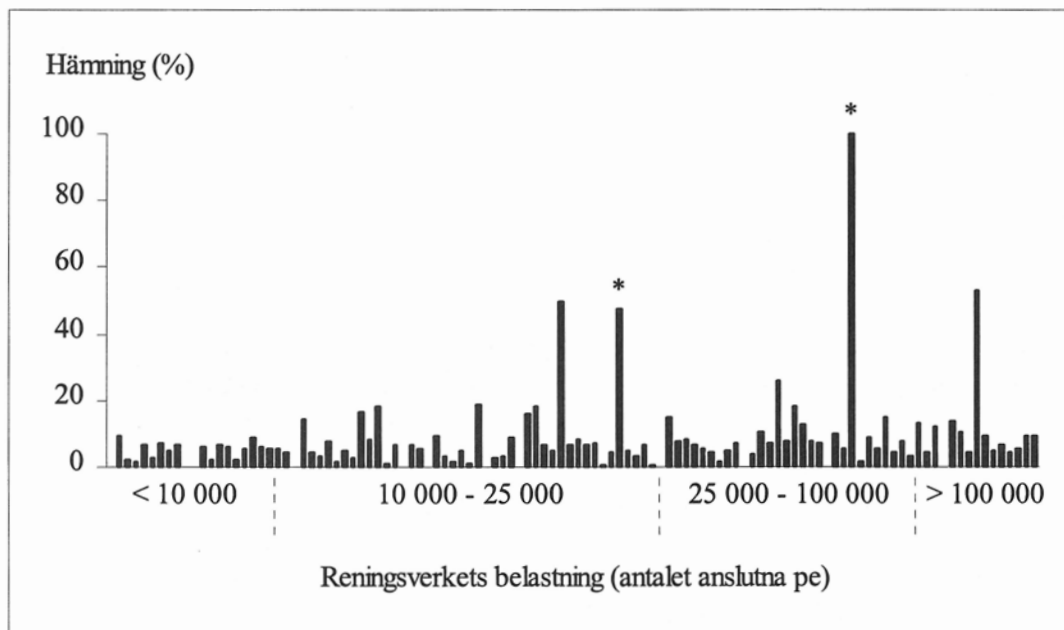
Resultaten visar således att den generella belastningen av nitrifikationshämmande ämnen är begränsad på svenska avloppsreningsverk. Det betyder inte att det inte kan förekomma enstaka dagar med kraftig hämning, t ex till följd av ett utsläpp eller en olycka på en verksamhet i tillrinningsområdet eller att det periodvis tillförs hämmande ämnen på de enskilda reningsverken, eftersom endast prov från tre

vardagar, uttagna under en kort period, är undersökta på huvuddelen av verken. Dock visar den samlade bilden att det inte konstant tillförs större mängder nitrifikationshämmande ämnen till reningsverken.

Figur 3 visar hämningen som funktion av reningsverkets belastning. Det ses att det inte finns något samband mellan hämning och reningsverkets storlek.

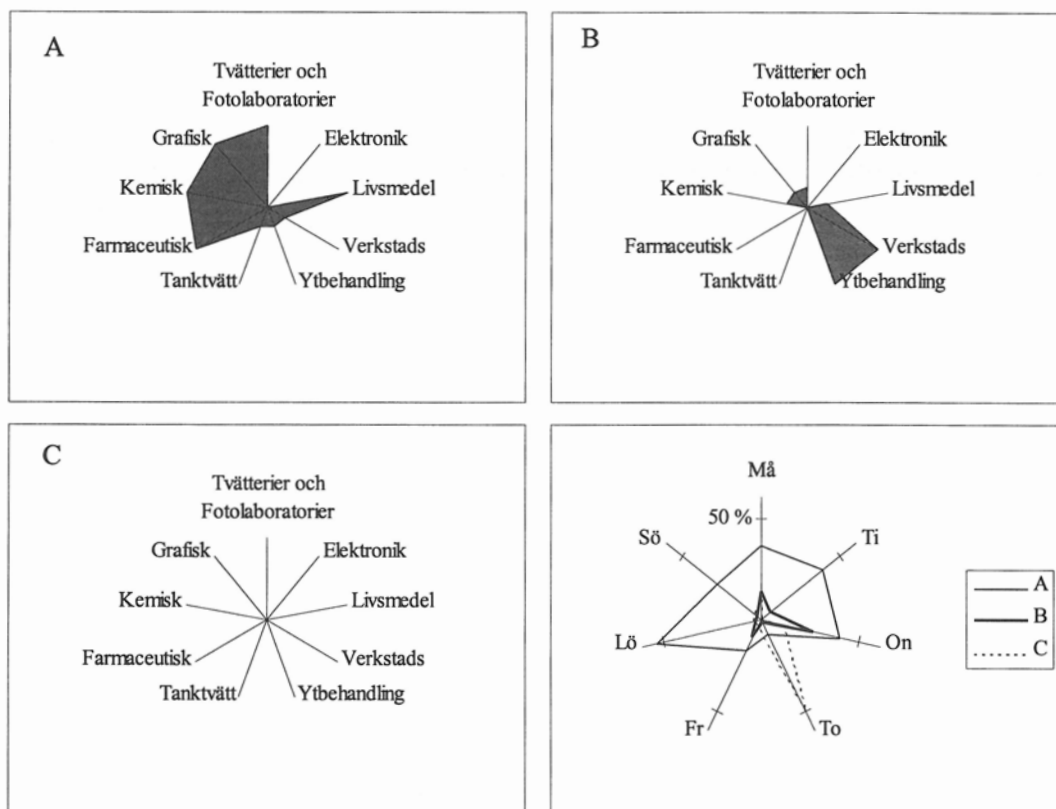


Figur 2. Maximal hämning som uppmätts för varje enskilt verk, rangordnad efter hämningens storlek.



Figur 3. Nitrifikationshämning som funktion av reningsverkets belastning.

Som ett led i undersökningen har varje reningsverk uppgett vilka typer av industrier som är anslutna till verket samt angivit omfånget (mycket - lite - finns ej) av olika branschers anslutning. En närmare analys av sambandet mellan industrianslutning och hämning kommer att ingå i slutrapporten. Figur 4 visar dock poläradiagram för industrianslutningen till de tre verk där störst hämning noterats. Det ses att det är mycket stor skillnad på de angivna industrianslutningarna. Det ena verket karaktäriseras av betydande industrianslutning från flera branscher (A), det andra av betydande industrianslutning från några få branscher (B), och det tredje är enligt uppgift utan industrianslutning (C). Hämningsmönstren för de tre verkens avloppsvatten är också mycket olika. Verket med bred industrianslutning har väsentlig hämning de flesta dagarna, verket med anslutning av få industribranscher har en större variation över veckan, och verket utan industrianslutning har markerad hämning för en veckodag. Hämningen skulle därför i det sista fallet eventuellt kunna hänföras till en enstaka händelse i tillrinningsområdet.



Figur 4. Industrianslutning och hämningsmönster för tre reningsverk med betydande hämning. I figuren med veckovariationer anges hämningen i procent.

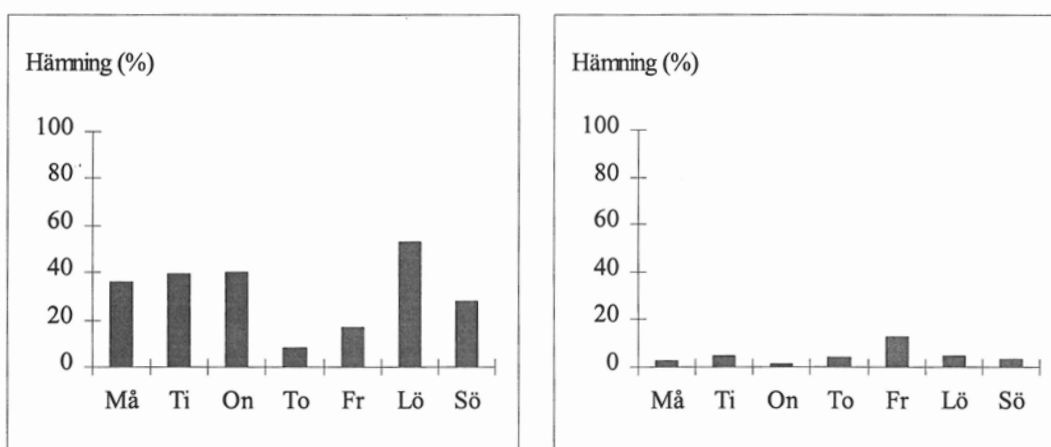
På Öresundsverket i Helsingborg (ett av de tre verken) har nitrifikationshämmning konstaterats som ett problem på reningsverket, och hämning från en hel rad industrier har konstaterats. En handlingsplan för att minska problemen har tagits fram i Helsingborg. I princip består den av följande tre delar:



- ◇ Rutinmässig mätning av nitrifikationshämmning på inkommande vatten till Öresundsverket. På detta sätt kan den långsiktiga utvecklingen följas.
- ◇ Samarbete med de industrier där tidigare mätningar visat på hämning för att identifiera och åtgärda hämningskällorna.
- ◇ Informationskampanj riktad till alla industrier i reningsverkets tillrinningsområde om hur deras utsläpp kan påverka reningsverket.

Arbetet i Helsingborg finns närmare beskrivet i Jönsson *et al.* (1996).

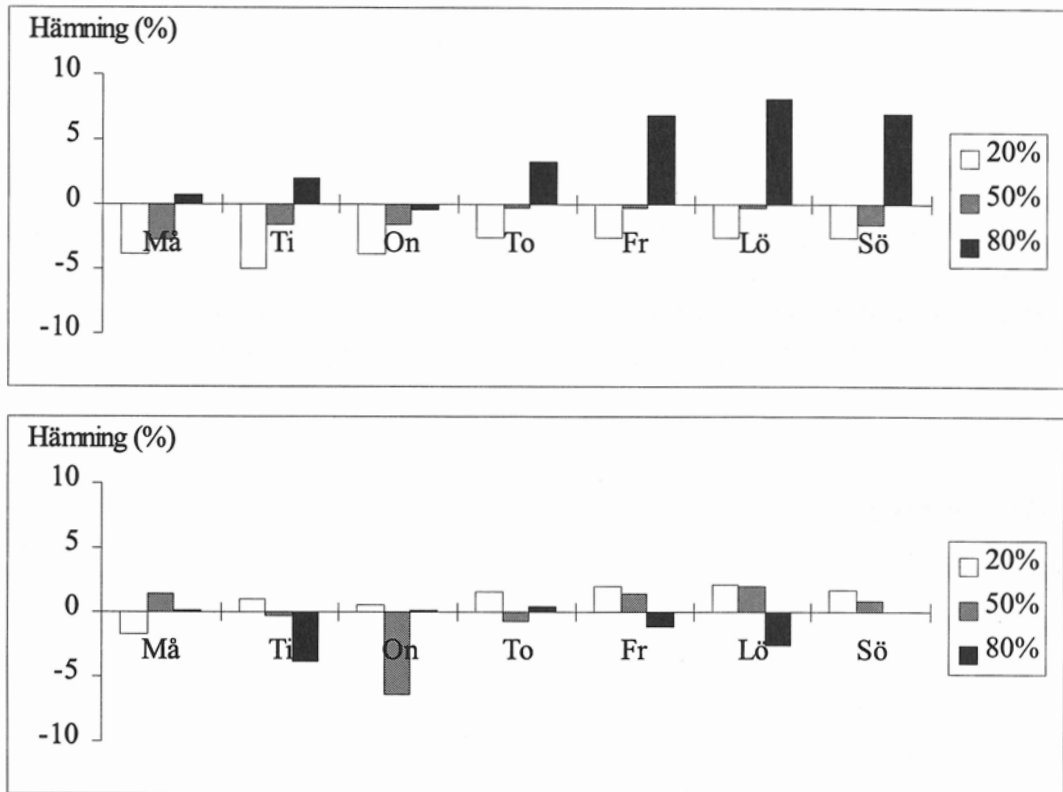
Undersökningens planläggning medförde att prover för samtliga veckodagar blev undersökta på de reningsverk där det konstaterades hämning. Det är således möjligt att utvärdera om det finns veckovariationer i inflödet t ex på så sätt att hämningsnivån är lägre under veckosluten eller om hämning bara uppträder en enstaka dag. Det kunde emellertid inte konstateras något generellt mönster, även om det vanligtvis noterades hämmande effekter för flera av veckans dagar på dessa reningsverk. Figur 5 visar veckovariationen för ett reningsverk med kraftig hämning de flesta veckodagarna och för ett verk med begränsad hämning. För verket med begränsad hämning ses den kraftigaste effekten för fredagsdygnet. Detta mönster har också konstaterats för en rad danska reningsverk och antas bero på rengöringsrutiner på industrierna innan de stänger för veckoslutet. Mönstret kan dock inte återfinnas generellt på de svenska reningsverken och ses inte heller för verket med kraftig hämning.



Figur 5. Veckovariationen för ett reningsverk med kraftig hämning och för ett reningsverk med begränsad hämning.

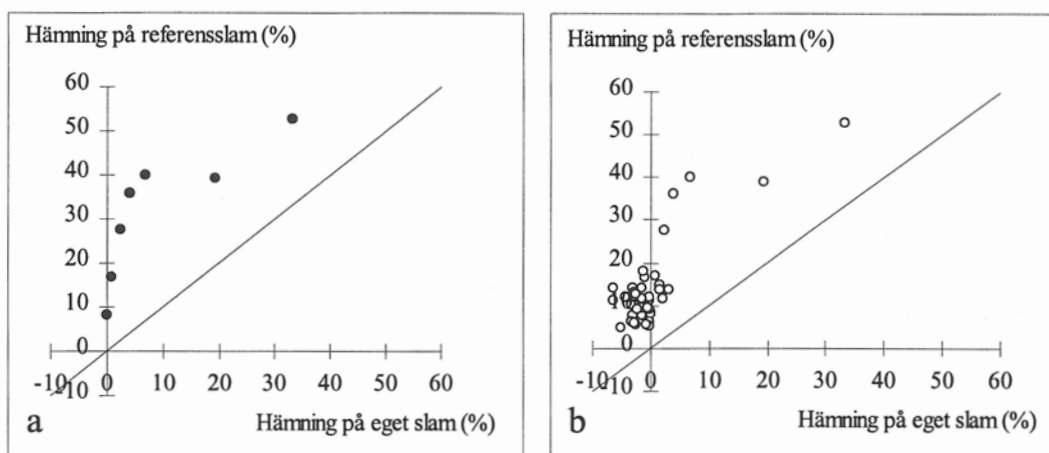
I ett stort antal fall ligger alla prover från ett reningsverk nära metodens detektionsgräns, vilken i den aktuella undersökningen har befunnits ligga kring 5 % hämning. För att undersöka om de konstaterade effekterna enbart kan härledas till analysosäkerheten, har det vid ett flertal tillfällen genomförts undersökningar med olika stor inblandning av proverna. Ett eventuellt innehåll av hämmande ämnen kommer att få större effekt ju större inblandningen är. Figur 6 visar sådana undersökningar från två verk. Undersökningen är utförd med 20 %, 50 % och 80 % inblandning av avloppsvattnet. För det ena verket ses ett tydligt

samband mellan spädning och hämning, och det kan därför fastslås att den låga hämningsnivån är ett uttryck för närvaro av små mängder hämmande ämnen. För det andra verket varierar de funna hämningsvärdena slumpmässigt kring 0 %, oberoende av inblandningsprocent, vilket betyder att det i detta fall endast är fråga om analysosäkerhet.



Figur 6. Variation i hämning för två verk med begränsad hämning mätt på verkens egna slam vid olika inblandning av prov.

För de reningsverk där det konstaterats hämning är det intressant att belysa huruvida verkets slam påverkas av de hämmande ämnena i det egna avloppsvattnet på samma sätt som referensslammet påverkas, eftersom det för en rad hämmande ämnen är känt att en tillvänjning äger rum. Figur 7a visar resultat av undersökningar med referensslam och slam från ett verk med betydande hämning. Det ses att hämningen på verkets egna slam är betydligt mindre vid liten och moderat hämning, medan effekten är mer lika vid hög hämning. Figur 7b visar alla resultat från reningsverk med hämning och eget nitrifierande slam. På x-axeln anges hämning för varje reningsverks egna slam och på y-axeln hämning för referensslammet. Endast värden med mer än 5 % hämning på referensslammet är medtagna. I samtliga fall ses en mindre hämningseffekt på verkets egna slam än på referensslammet, men vid hög hämning slår effekten tydligt igenom på båda slamtyperna.



Figur 7. a. Hämning för avloppsvatten från ett verk med betydande hämning, mätt på verkets egna slam och på referensslammet. b. Hämning för avloppsvatten med väsentlig hämning, mätt på varje verks egna slam och på det gemensamma referensslammet. (Linjerna anger lika hämning för båda slammen.)

## Slutsatser

Det har visats att nitrifikationshämmande ämnen finns i avloppsvattnet vid många danska avloppsreningsverk, och problem med hämning har också noterats på några svenska avloppsreningsverk. Det har därför etablerats ett VA-FORSK-projekt med målsättningen att kartlägga omfattningen av nitrifikationshämmande ämnen i avloppsvatten till svenska reningsverk och att bidra till vidareutveckling av metoder för mätning av nitrifikationshämning.

I undersökningen ingår avloppsvatten från 109 svenska avloppsreningsverk, utvalda så att avloppsvatten från i stort sett alla svenska avloppsreningsverk, där krav på kväverening kan bli aktuella, är med.

I förhållande till resultaten från danska avloppsreningsverk förekommer nitrifikationshämning i betydligt mindre omfattning vid svenska reningsverk.

Den funna nitrifikationshämningen är inte knuten till någon speciell storlek på reningsverk; men ett visst men inte entydigt samband mellan hämning och industrianslutning till ett enskilt verk föreligger.

Inget generellt hämningsmönster kan särskiljas för de reningsverk där hämning noterats. För några verk har väsentlig hämning uppmätts de flesta av veckans dagar, medan det för andra reningsverk bara uppmätts hämning enstaka dagar. Generellt har det inte heller, som på en rad danska reningsverk, konstaterats hög hämning på fredagar, vilken skulle kunna knytas till rengöringsprocedurer på industrier före veckosluten.

Genom att göra bestämmningar av nitrifikationshämning för olika spädningar av ett avloppsvattenprov, är det möjligt att öka metodens känslighet så att också relativt små hämningseffekter kan dokumenteras.

Undersökningar av en rad reningsverk med kväveavskiljning och hämmande ämnen i tilloppet visar att verkens egna slam är betydligt mindre känsliga för hämning på grund av de egna avloppsvattnen än det gemensamma referensslammet. Denna effekt är dock som minst när hämningen är som störst och därmed mest kritisk.

## Tack

Ett tack riktas till VA-FORSK för finansieringen av det projekt som denna artikel grundar sig på. Ett tack riktas också till alla personer på kommuner/reningsverk som ställt upp med både personligt engagemang och resurser för prov- och datainsamling. Jag tackar också projektets referensgrupp för det stöd jag fått och för de individuella diskussioner som ägt rum under projektets gång. Referensgruppen består av: Henrik Aspegren, VA-verket, Malmö; Gunnel Dalhammar, Biokemi, KTH, Stockholm; Anders Hilmer, Avdelningen för VA-teknik, LTH, Lund; Hans Holmström, Tekniska kontoret, Uppsala och Jes la Cour Jansen, Egen firma, Birkerød i Danmark. Ett speciellt tack riktas till min handledare, Jes la Cour Jansen, för våra täta och givande diskussioner kring projektet samt för kritisk granskning av denna artikel.

## Referenser

Eklund, L. (1995). Status and Goals for Nitrogen Removal in Sweden. Nitrogen Removal from Municipal Wastewater. Tema Nord 1995:580. Espoo, Finland.

ISO 9509 (1989) (E). Method for assessing the inhibition of nitrification of activated sludge-organisms by chemicals and wastewaters.

Jönsson, K., Magnusson, P., Jönsson, L.-E., Hellström, B. G. och Jansen, J. la C. (1996). Identifying and Fighting Inhibition of Nitrification at Öresundsverket. *Wat. Sci Tech.* vol. 33, nr 12, 29-38.

Laursen, K. D. och Jansen, J. la C. (1995). Er 50 % af danske renseanlæg hæmmede? Stads- og Havneingeniøren, nr 2.

SNV (1993). Industribelastning på kommunala avloppsreningsverk - Med inriktning på nitrifikationshämning. (Helsingborg). Rapport nr 4235.

SNV (1994). Industribelastning på kommunala avloppsreningsverk - Med inriktning på nitrifikationshämning. (Bromma). Rapport nr 4376.

SNV (1995). Screeningmetod för bestämning av nitrifikationshämning - vid drift av kommunala avloppsreningsverk. (SKARV-projektet). Rapport nr 4424.

# Controlled dosage of nitrate to sewers- Effects on water quality and nitrogen removal processes.

Anette Æsøy<sup>1)</sup>, Hallvard Ødegaard<sup>2)</sup> and Greta Bentzen<sup>3)</sup>

<sup>1)</sup> SINTEF Civil and Environmental Engineering, Dept. Water and Wastewater treatment, N-7034 Trondheim; <sup>2)</sup> NTNU, Dept. Hydraulic and Environmental Eng., N-7034 Trondheim, <sup>3)</sup> HydroCare, Norsk Hydro ASA, N-0240 Oslo

---

## Abstract

Septic conditions with sulphide formation in sewers may be prevented by a controlled dosage of nitrate, giving anoxic conditions (e.g. the NUTRIOX™ process). The organic matter is a key parameter in nitrogen removal processes. A high concentration of readily biodegradable organic matter is favourable in pre-denitrification processes, whereas a low concentration is favourable with respect to the nitrification capacity. Dosage of nitrate to sewers may therefore be an advantage with respect to nitrification, and a disadvantage with respect to pre-denitrification, since a high amount of organic matter may be removed in the sewer. In a pilot plant study it was found that the nitrification capacity was 40% higher with an anoxic wastewater as compared to a septic wastewater. The results with respect to the organic matter consumption in a pilot sewer with nitrate dosage have been used to calculate the effect on the nitrogen removal potential at treatment plants. The sewer growth surface, the concentrations of biodegradable organic matter, the hydraulic retention time and the temperature are the main parameters influencing the nitrogen removal potential.

## 1 Background

The main objective when dosing nitrate to the wastewater in sewers is to prevent anaerobic conditions with sulphide formation, often called septic conditions. The bacteria will use nitrate as the electron acceptor instead of sulphate due to a higher redox potential giving a higher energy yield (anoxic conditions). There are several problems related to sulphide formation in wastewater, like:

- *Odour*  
An unpleasant smell is recognized at very low concentrations, < 0.002-0.2 ppm.
- *Toxicity*  
There may be a health risk at concentrations as low as 10 ppm. Concentrations above 300 ppm may cause serious damages of lungs with potential mortal danger.

- *Corrosion*  
Corrosion of concrete and metal structures in sewer networks is a tremendous problem, resulting in sewer deterioration and sewage leakage and high costs for renewal.
- *Treatment efficiency*  
Negative effects on the settling efficiency of suspended solids has been observed. This may be due to the types of micro-organisms (e.g. filamentous, non-flockforming) and the bacterial activity (e.g. hydrolysis). In chemical treatment an increased  $\text{Fe}^{3+}$  dosage will be required. Bulking sludge and inhibition are problems related to biological treatment.

The biological process in which nitrate is used as the electron acceptor, is known as denitrification. The denitrification process has several specific characteristics, resulting in distinctly different wastewater quality, as compared to anaerobic processes:

- *High biomass yield* (0.3-0.5 g  $\text{COD}_{\text{biomass}}/\text{g COD}$  as compared to 0.05- 0.1 g  $\text{COD}_{\text{biomass}}/\text{g COD}$ )
- *High growth rate* (5-10  $\text{d}^{-1}$  as compared to 0.5-3  $\text{d}^{-1}$ )
- *High consumption of readily biodegradable organic matter* (anaerobic conditions will give increased concentrations due to hydrolysis and fermentation)
- *Increased alkalinity* (about 0.07 meq pr mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  reduced)
- *Increased pH*

Injection of oxygen may be used as an alternative to nitrate dosage. The advantages with using nitrate are easy dosage and high solubility. A disadvantage may be that the dosage must be well controlled in order to prevent excess nitrate at the sewer effluent. A controlled dosage requires good knowledge about the sewer system, the wastewater quality and the biological activity. HydroCare has developed a process called NUTRIOX™ for controlled dosage of nitrate to sewers.

With respect to nitrogen removal processes at treatment plants, the water quality changes with nitrate dosage to sewers may cause several advantages and disadvantages. The key factor is, however, the organic matter:

- *Low concentrations are required in order to achieve nitrification.*
- *High concentrations, preferably of readily biodegradable compounds, are required for denitrification.*

In pre-denitrification processes, the optimum concentration of organic matter will depend on:

- *The amount required for nitrogen removal.*
- *The type of organic matter.*
- *The kinetics and the acceptable denitrification rate based on the capacity of the treatment plant.*
- *The effluent concentration of organic matter from the pre-denitrification step, which will be the influent to the nitrification step.*

Expected effects on nitrification of some central factors as a result of nitrate dosage to sewers in a post-denitrification process as well as on a pre-denitrification process are presented in Table 1.

*Table 1. Some expected effects on nitrification in a post-denitrification process and on pre-denitrification with nitrate dosage to sewers.*

<b>Water quality change with nitrate dosage</b>	<b>Effect on nitrification in a post-denitrification process</b>	<b>Effect on denitrification in a pre-denitrification process</b>
High biomass production	With an efficient pre-treatment for removal of suspended solids, it will give a reduced organic load, and an increased nitrification capacity,	The biomass may function as an inoculum.
Organic matter consumption	Reduced organic load will give an increased nitrification capacity.	The pre-denitrification capacity and the denitrification rate may be reduced.
Alkalinity production	It may influence the nitrification rate. A low alkalinity may give reduced nitrification rates (it should be > 1-2 meq/l in biofilm processes).	No effect. Alkalinity is produced during denitrification.
pH increase	pH in the alkaline range (~7.5-8.5) is favourable.	No particular effect. The optimum pH range for denitrification is broad (7-9). Low pH may give increased N <sub>2</sub> O emission.
Sulphide removal	An optimum nitrification capacity is maintained. Sulphide is toxic to the nitrifying bacteria.	Appearance of sulphide may be favourable since sulphide may function as an electron donor, similar to a carbon source.
Ortho-P removal due to large biomass growth	No particular effect. Small amounts are required for growth. The surplus concentration should be > 0.2-0.5 mg P/l. Limitations may occur with pre-precipitation.	P may be limited due to a high biomass growth (typical requirement : 0.01-0.03 g P/g NO <sub>3</sub> -N).

A project has been carried out in order to study the biomass growth and water quality changes in a sewer with nitrate dosage. An anaerobic sewer has been used as a reference. The effect of an anoxic and septic wastewater on the nitrification capacity in a biofilm process has been studied. The results with respect to the organic matter consumption in the pilot sewer have been used to calculate the effect of nitrate dosage on the nitrogen removal potential in a pre-denitrification process.

## **2 Materials and methods**

The studies of biofilm growth and water quality changes were carried out in two pilot sewers (25 m length and inner diameter of 0.10 m). A calcium nitrate solution (NUTRIOX™) was supplied to the influent wastewater in one (the anoxic sewer). The other was anaerobic (the septic sewer). Total volume of each sewer was 215 liters. The total growth surface was 8.23 m<sup>2</sup>. The temperature was 12-18°C. The wastewater was recirculated in order to create a "normal" water velocity of 0.5 m/s.

The recirculation gave completely mixed conditions with a hydraulic retention time of 3.5 hours. The results are expected to reflect an average situation with respect to biofilm growth and a corresponding biological activity. The water velocity is expected to have greatest influence on the biofilm growth and the transport/sedimentation of particulate materials. However, the complete mixed conditions may have influenced the kinetics, particularly with respect to the organic matter concentration. An increased hydrolysis activity was observed as compared to what was found in a previous plug flow experiment. This was probably due to the low concentrations of dissolved organic matter in the wastewater. The nitrate consumption rate was the same in the recirculation experiments as found in the plug flow experiments. Grab samples were taken once a week from the influent wastewater and from the effluent of the sewers. Analyses of total and dissolved COD, suspended solids, total and ortho phosphate, pH, alkalinity, nitrate, nitrite, ammonium and sulphide were carried out.

There was one pilot plant at the outlet of each of the pilot sewers consisting of mechanical, chemical and biological treatment units, and a simulated sand trap for the purpose of pre-aeration. Figure 1 shows one of the pilot plants schematically.

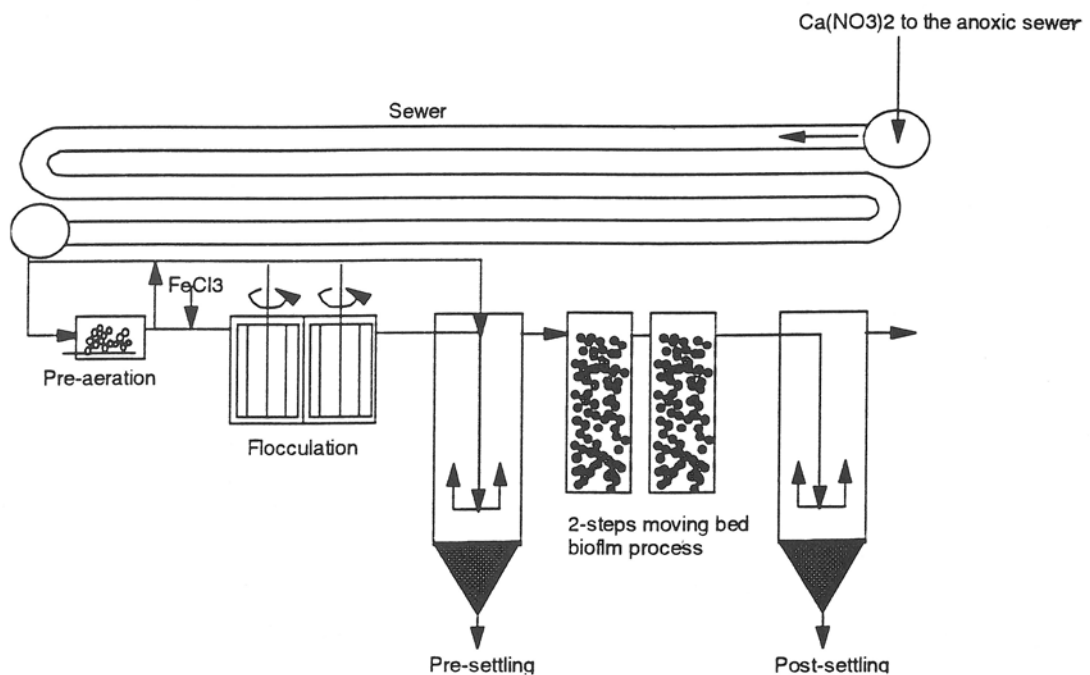


Figure 1. One of the pilot plants with a sewer and a treatment plant at the effluent.

The studies of the nitrification activity were carried out in a two-steps KMT moving bed biofilm reactor with three different pre-treatments: (1) pre-settling, (2) pre-aeration and pre-settling, (3) chemical pre-treatment. The ammonium load on the biofilm reactors was varied by varying the hydraulic load corresponding to total hydraulic retention times in the range of 1.3-3.3 hours. The hydraulic retention time was on average 15 min in the pre-aeration step. A dosage of  $\text{FeCl}_3$  corresponding to  $0.34 \text{ mmol Fe}^{3+}/\text{l}$  was used for chemical pre-treatment. This dosage was chosen in



order to obtain a best possible removal of sulphide and suspended solids together with acceptable values of ortho-P, alkalinity and pH in the influent to the nitrification processes. The hydraulic surface load on the pre-settling unit was on average 0.3 m/h. Analyses of ammonium, nitrate, nitrite, total and dissolved COD, suspended solids, pH, alkalinity, ortho-P and oxygen were carried out.

### 3 Results

#### 3.1 Changes in water quality in sewers with anoxic and septic conditions

A sewer system is a complex one with respect to biological, chemical and physical processes. The processes involved in the transformation of organic matter are illustrated in Figure 2.

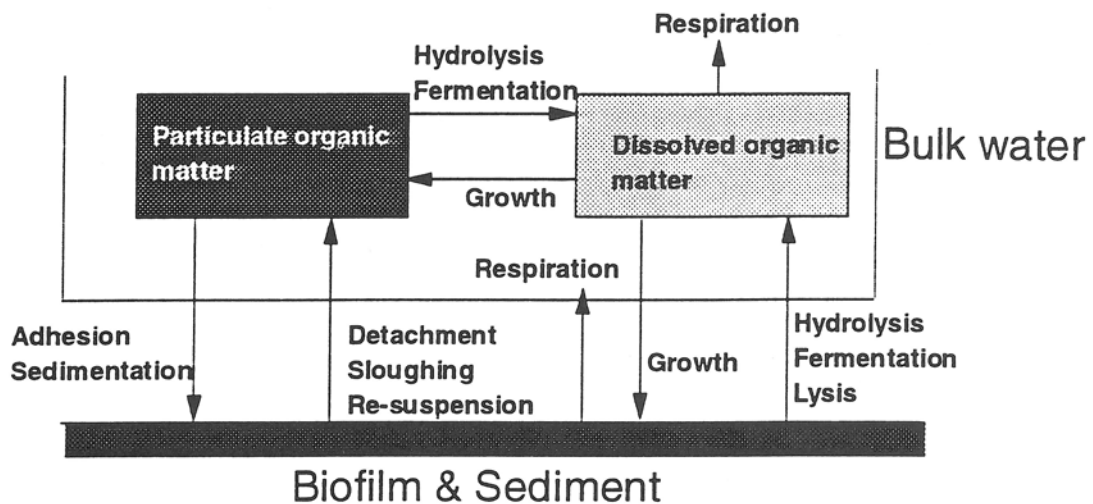


Figure 2. Processes involved in transformation of organic matter in sewers.

There was a significant difference between the anoxic and septic sewer with respect to the amount of biomass and the biofilm thickness. The biofilm thickness was in the range of 1-2 mm in the anoxic sewer as compared to 0.3-0.6 mm in the septic sewer. The corresponding biomasses were 20-60 g VS/m<sup>2</sup> and 3-8 g VS/m<sup>2</sup>, respectively. The anoxic biofilm was brownish, porous and fluffy, whereas the septic biofilm was black smooth and compact. The gas bubble formation in the anoxic biofilm resulted in detachment, giving a partly covered growth surface. The variation in suspended solids was most pronounced in the anoxic sewer, which may be explained by the fluffy and thick biomass, giving both larger detachment and adsorption.

### 3.1.1 Effects of nitrate dosage on the sulphide formation/removal

Figure 3 shows the results with respect to the sulphide formation in the septic sewer and the removal in the anoxic sewer. The sulphide concentration was constantly low in the anoxic sewer ( $< 0.2$  mg S/l) with nitrate concentrations above about  $0.1$  mg  $\text{NO}_3\text{-N/l}$ . The sulphide formation in the septic sewer increased during the experimental period. This may be explained by slow establishment of the biological activity. The sulphate oxidizing bacteria use volatile fatty acids as carbon sources. These acids are produced by hydrolysis and fermentation of particulate organic matter carried out by two slow growing groups of bacteria (acidogenic and acetogenic bacteria, respectively). The fact that volatile fatty acids may be produced anaerobically may be favourable with respect to pre-denitrification processes. The appearance of sulphide may be an advantage as well, since sulphide will function as an electron donor for denitrifying bacteria similar to that of a carbon source. Sulphide may, however, also be oxidized to elemental sulphur without energy yield as a protection mechanisms against toxicity to sulphide.

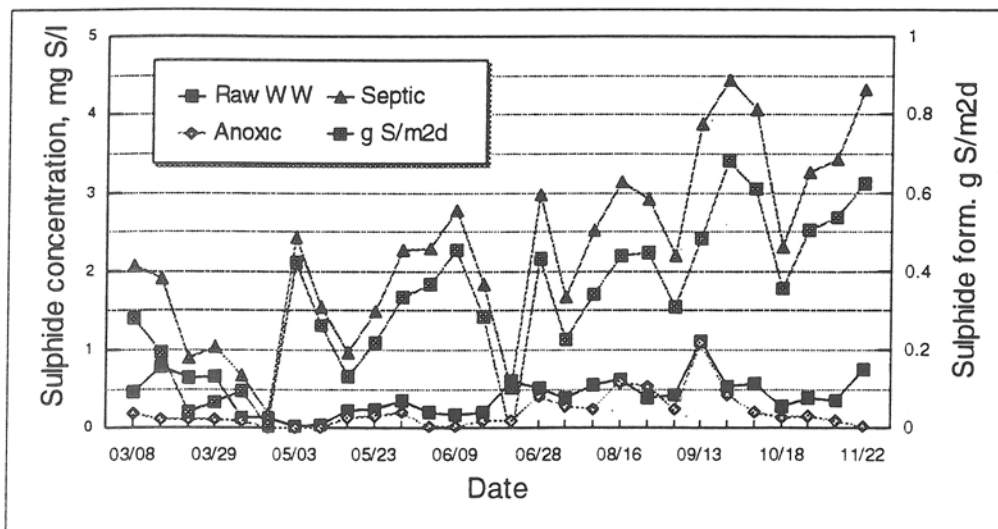


Figure 3. The sulphide concentration (mg S/l) and the formation rate (g S/m<sup>2</sup>d) in the septic sewer, and the concentrations in the raw wastewater and the anoxic sewer, respectively.

### 3.1.2 Changes in organic matter

There was only a minor reduction in the organic matter in the septic sewer. A net removal of about 5-10 mg COD/l was found, which corresponds to the theoretical amount based on the sulphide formation ( $2$  g COD/g S).

The denitrification activity in the anoxic sewer resulted in a considerably higher consumption of organic matter. The removal rate of nitrate related to the growth surface (g  $\text{NO}_3\text{-N/m}^2\text{d}$ ) and the corresponding removal rate of total COD (g COD/m<sup>2</sup>d) are shown in Figure 4. The lines show the theoretical removal of total COD ( $2.86 \cdot \text{NO}_3\text{-N removed}$ ) and dissolved COD ( $4.5 \cdot \text{NO}_3\text{-N removed}$ ), respectively. The theoretical removal of dissolved COD will be about 4.5 g COD pr g

$\text{NO}_3\text{-N}$  removed with a typical biomass yield of  $0.35 \text{ g COD}_{\text{biomass}}/\text{g COD}_{\text{consumed}}$ . Since about 40% of the organic matter is transformed to biomass, the overall removal of organic matter will be  $2.86 \text{ g COD pr g NO}_3\text{-N}$ , which corresponds to the organic matter used for respiration or energy production.

The average removal of total COD was found to correspond to the theoretical removal of  $10\text{-}12 \text{ g COD}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ . As can be seen in Figure 4, however, there was a rather large scatter in the data, which is to be expected due to the complex system with growth, adsorption, detachment, hydrolysis etc. The results with respect to the changes in total and dissolved organic matter demonstrated that about 50% of the organic matter used for denitrification originated from particulate compounds. The hydrolysis activity was considerably higher in the anoxic sewer than in the septic sewer. The removal potential of dissolved COD was  $15\text{-}20 \text{ g COD}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$ .

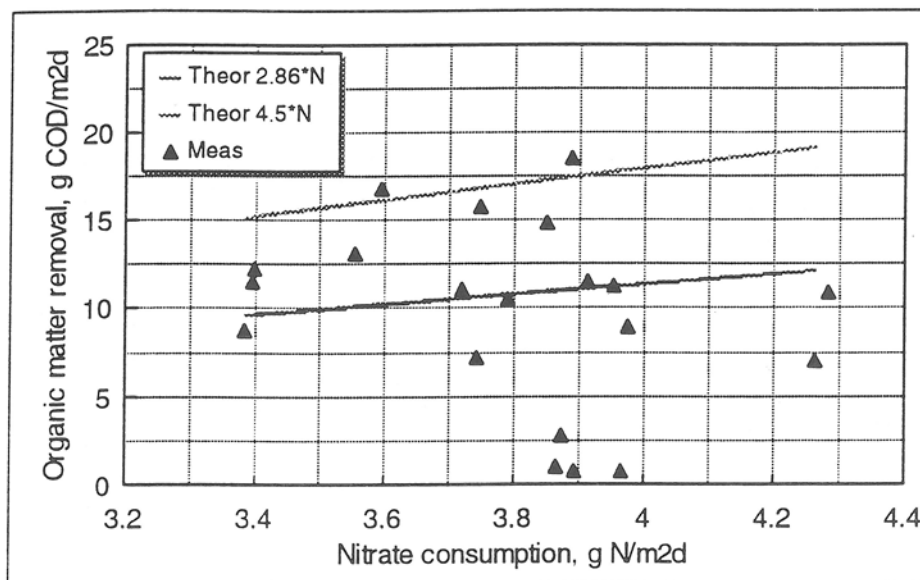


Figure 4. The nitrate consumption rate ( $\text{g NO}_3\text{-N}/\text{m}^2\text{d}$ ) and the corresponding removal of total organic matter ( $\text{g COD}/\text{m}^2\text{d}$ ). The lines show the theoretical removal of total COD (Theor  $2.86 \cdot \text{N}$ ) and dissolved COD (Theor  $4.5 \cdot \text{N}$ ), respectively.

### 3.1.3 Changes in suspended solids

If only dissolved COD was used for denitrification, the biomass growth would have resulted in an increased suspended solids concentration of around  $25 \text{ mg SS}/\text{l}$  in these experiments. The average net change was zero. This corresponds to the theoretical net change when 50% of the organic matter used for denitrification was from particulate compounds. The net change in suspended solids varied, however, from  $-50$  to  $+50 \text{ mg SS}/\text{l}$ , due to adsorption, hydrolysis and detachment. The absolute variation in the concentration will be dependent upon the ratio between the sewer volume and the area (the V/A-ratio).

On average, a zero net change in suspended solids was also found in the septic sewer. The variation in the suspended solids concentration was, however, lower than in the anoxic sewer. This may be explained by the lower biomass growth and the thinner and more compact biofilm, resulting in less adsorption and detachment.

A rather large difference was observed between the anoxic and septic sludge with respect to the settling properties. The anoxic sludge was flocculent, and an efficient separation was achieved with the use of pre-aeration before the pre-settling. The septic sludge was fibrous and formed a fine dispersion, resulting in a low settling efficiency.

#### *3.1.4 Changes in phosphorus*

Based on the nitrate consumption, a net removal of ortho-P of about 0.7 mg P/l was expected ( $\sim 0.03$  g P/g  $\text{NO}_3\text{-N}$ ). On average a removal of only 0.3 mg P/l was measured. The difference may be explained by a release of ortho-P by hydrolysis.

An average net removal of total-P of 0.6 mg P/l was measured in the anoxic sewer. Theoretically, there should not be any net change in total phosphorus on average. One possible explanation for the observed reduction may be removal by adsorption, bioaccumulation and/or precipitation with periodical sloughing/detachment, which was not measured by the grab sampling.

In the septic sewer, the low growth combined with the hydrolysis activity resulted in a net average increase of the ortho-P concentration of 0.3 mg P/l. A net removal of total-P of about 0.1 mg P/l was measured.

#### *3.1.5 Changes in alkalinity and pH*

The increase in the alkalinity in the anoxic sewer corresponded to the theoretical calculated amount of about 0.07 meq pr mg  $\text{NO}_3\text{-N}$  removed. A small increase was also found in the septic sewer. The increase in alkalinity gave a corresponding significant increase in the pH in the anoxic sewer. In the septic sewer there was no significant change in pH.

### **3.2 Summary of water quality changes**

The results with respect to the amount of biomass and the changes in water quality parameters are summarized in Table 2. The transformation rates of nitrate, organic matter and sulphide related to the growth surface in the anoxic and septic sewer, respectively, are presented as well.

Table 2. A summary of changes in water quality and biomass parameters. Transformation rates related to the growth surface are calculated. HRT of 3.5 h, sewer diameter 0.1 m.

Parameter	Anoxic sewer	Septic sewer
Biofilm -thickness -biomass -density	1-2 mm 20-60 g VS/m <sup>2</sup> 50-70 mg DS/cm <sup>3</sup>	0.3-0.6 mm 3-8 gVS/m <sup>2</sup> 15-45 mg DS/cm <sup>3</sup>
Biofilm appearance	Brown-grey-black Porous, polymeric, uneven Sporadic large sloughing? <sup>1)</sup>	Black Smooth, grainy, compact
Nitrate/ Sulphide consump/prod	Consumption of 20-25 mg NO <sub>3</sub> -N/l Removal rate 3.5-4.3 g NO <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> d <sup>2)</sup> Sulphide <0.2 mg /l at NO <sub>3</sub> -N >0.1 mg/l	Concentrations of 2-4.5 mg S/l. Production rate 0.3-0.7 g S/m <sup>2</sup> d The S formation increased with time
COD consumption	Total COD removal 10-12 g COD/m <sup>2</sup> d (2.86 g COD/g NO <sub>3</sub> -N). Dissolved COD removal 15-20 g COD/m <sup>2</sup> d (4.5 g COD/g NO <sub>3</sub> -N)	Total COD removal 0.5-1.5 g COD/m <sup>2</sup> d (2 g COD/g S)
Ortho-P Tot-P	Removal of 0.3 mg ortho-P/l Removal of 0.6 mg tot-P/l ? (the net change should be zero-see text)	Production of 0.3 mg ortho-P/l Removal of 0.1 mg tot-P/l
Suspended solids	No average net change. Variation +/- 50 mg SS/l. V/A-ratio dependent !	No average net change.
pH Alkalinity	Increase of 0.3 Production of 1.3 meq/l (+0.065 meq/mg NO <sub>3</sub> -N)	Increase of 0.03 Production of 0.3 meq/l

- 1) Sporadic large sloughing was observed in cases with a very diluted wastewater.
- 2) The consumption of nitrate is related to the growth surface in these experiments. The activity in the bulk water relative to the growth surface will increase with an increasing sewer diameter.

### 3.3 Effects of water quality parameters on nitrification capacity

In Table 3 the average wastewater characteristics of the influent to the nitrification process are presented at the three different pre-treatment processes.

The results showed that the organic matter and the sulphide had the largest effect on the nitrification activity. The values that were found to give a reduced nitrification rate are marked by a **bold** font in Table 3. The concentrations of ortho-P were very low in the pre-precipitated anoxic wastewater. These low values did not seem to influence on the nitrification activity in these short duration experiments. However, a reduced activity may be expected over time due to reduced biomass growth. The alkalinity was normally above 1 meq/l after nitrification. The lowest values of around 0.5 meq/l were measured in the second step with complete nitrification of the pre-precipitated septic wastewater. A negative effect was therefore not observed.

Table 3. The average influent wastewater quality to the nitrification process with the three different pre-treatment processes.

Parameter	Pre-settling		Pre-aeration + pre-settling		Pre-precipitation	
	Anox	Septic	Anox	Septic	Anox	Septic
SS, mg/l	90 ± 33	96 ± 33	53 ± 12	94 ± 19	31 ± 4	32 ± 9
tot. COD, mg/l	167 ± 44	215 ± 41	123 ± 21	202 ± 58	99 ± 10	125 ± 33
dis. COD, mg/l	77 ± 11	103 ± 18	70 ± 9	87 ± 18	68 ± 6	87 ± 22
ortho-P, mg/l	1.0 ± 0.6	1.6 ± 0.6	1.7 ± 0.2	2.1 ± 0.3	0.06 ± 0.01	0.15 ± 0.03
pH	7.5 ± 0.1	7.2 ± 0.1	7.7 ± 0.1	7.4 ± 0.1	7.0 ± 0.1	6.8 ± 0.1
Alkalinity, meq/l	6.9 ± 0.3	5.7 ± 0.2	6.4 ± 0.2	4.9 ± 0.1	5.2 ± 0.2	4.2 ± 0.1
Sulphide, mg/l	0.2 ± 0.2	2.3 ± 1.2	< 0.1	1.0 ± 0.2	< 0.1	0.5 ± 0.1

As can be seen in Table 3, a maximum nitrification activity was achieved with the pre-precipitated anoxic wastewater.

The relative effects of dissolved COD (SCOD), total COD (TCOD) and sulphide (S) on the nitrification capacity of the two-steps biofilm reactors are illustrated in Figure 5. The three different modes of pre-treatment are denoted PS (pre-settling), PA+PS (pre-aeration and pre-settling) and PP (pre-precipitation). The anoxic and septic wastewater are called An and Se, respectively.

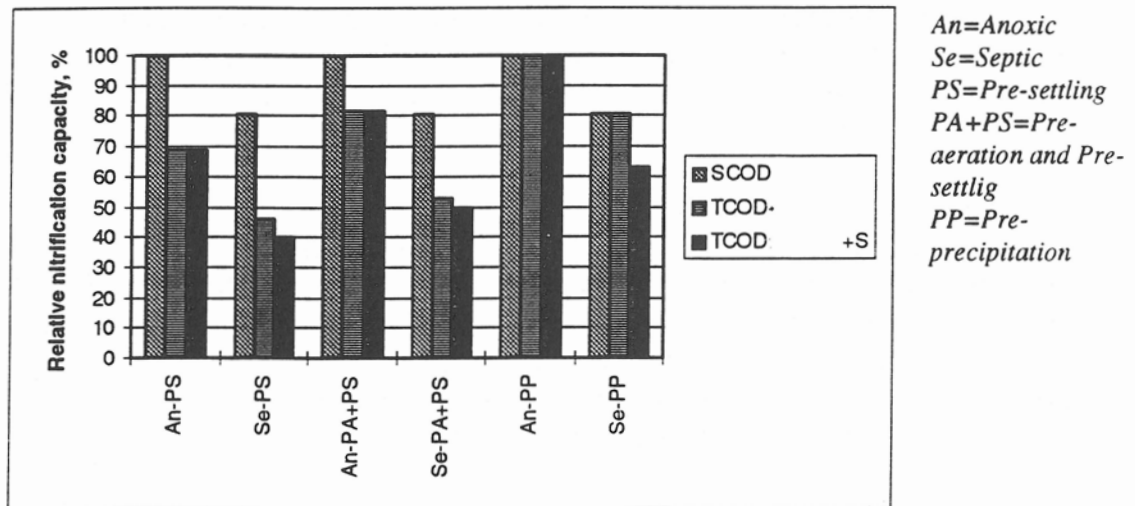


Figure 5. The relative effect of dissolved COD (SCOD), total COD (TCOD) and sulphide (S) on the nitrification capacity with different types of wastewater and pre-treatment.

The nitrification capacity was 30-40% lower with septic wastewater as compared to anoxic wastewater. The sulphide had a considerable negative effect at concentrations as low as 0.5 mg S/l, which was found in the pre-precipitated septic wastewater. Concentrations of organic matter above about 100 mg COD/l caused a reduced nitrification capacity.

### 3.4 Effects of organic matter on the nitrogen removal potential at treatment plants

The removal of organic matter in the sewer with nitrate dosage will mainly depend on the growth surface (the V/A-ratio), the hydraulic retention time, the temperature and the concentration and type of organic matter.

The nitrate consumption of about 25 mg NO<sub>3</sub>-N/l found in the pilot plant at 15°C is used in order to calculate the amount of readily biodegradable organic matter that may be removed in sewers at certain conditions. The consumption ratio of 4.5 g SCOD/g NO<sub>3</sub>-N is used in the calculation. The nitrate consumption corresponded to a removal rate of about 4.3 g NO<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup> · d when the activity is assumed to be restricted to the growth surface. There will, however, also be some activity in the bulk water phase due to dispersed growth and detached biomass, which will depend on the system. Boon (1995) reported a respiration rate of 6 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> · h at 15°C, independent on the sewer diameter and the hydraulic retention time. The activity in the bulk water phase will, however, be dependent on the concentration of active biomass. The oxygen consumption rate of 6 g O<sub>2</sub>/m<sup>3</sup> · h corresponds to a nitrate consumption rate of about 2 g NO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup> · h, which means that there must be about 100 mg SS/l as active denitrifying biomass in the bulk water. This seems to be an unrealistic high value. Although, it may be realistic in cases with long hydraulic retention times and surplus of substrates.

Calculations are carried out for situations with a hydraulic retention time of 5 hours and a temperature of 15°C. It is assumed that the amount of active denitrifying bacteria in the bulk phase will be around 25 mg SS/l, corresponding to a bulk denitrification activity of 0.5 g N/m<sup>3</sup> · h. If the same bulk activity is assumed for the pilot plant experiments, the removal rate related to the growth surface corresponded to about 4 g NO<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup> · d.

Figure 6 shows the calculated amount of organic matter removed in sewers with diameters from 0.2-1.0 m, and the corresponding nitrogen removal potential at a treatment plant with different concentrations of readily biodegradable COD (BCOD) in the wastewater. Figure 6 may be used to find *an estimate* for the COD removal in sewers and the corresponding nitrogen removal potential at treatment plants. The figure does not give accurate values due to large variations in wastewater qualities, temperatures, sewer system and denitrification rates.

Figure 6 shows the maximum nitrogen removal potential at a treatment plant. There should, however, be a surplus of readily biodegradable organic matter in the pre-denitrification step in order to secure an efficient nitrogen removal and an acceptable high denitrification rate. The surplus of, or alternatively lack of, organic matter after pre-denitrification of 25 mg NO<sub>3</sub>-N/l is shown in Figure 7. A minimum surplus concentration of 30 mg BCOD/l with respect to the denitrification rate is indicated. The optimum situation with respect to the nitrification process would be a complete consumption of biodegradable organic matter in the pre-denitrification step.

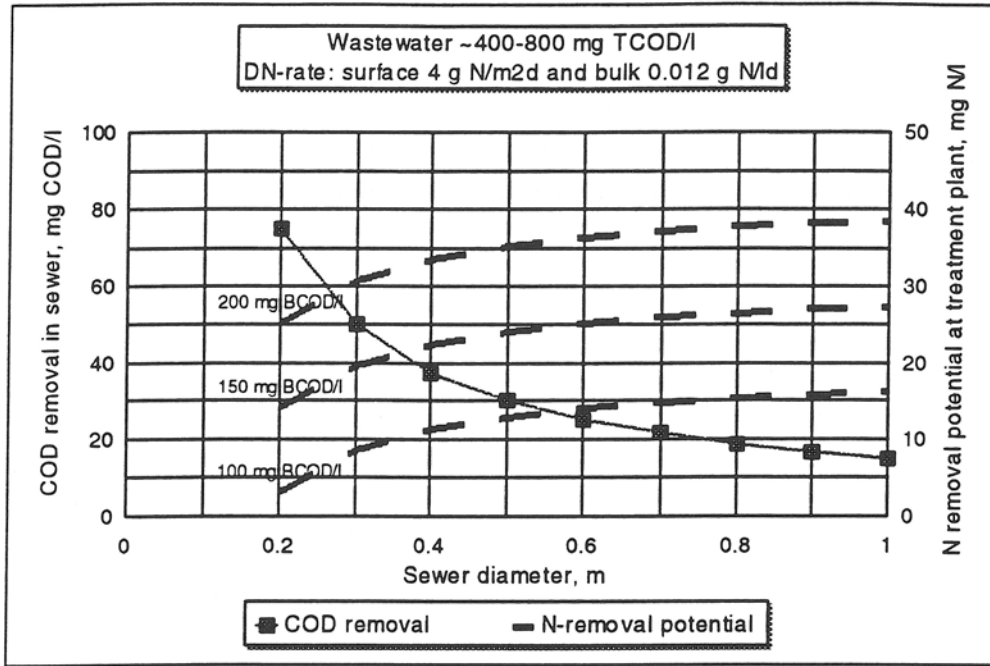


Figure 6. The calculated COD removal in sewers with diameters of 0.2-1.0 m and a hydraulic retention time of 5 hours, and the corresponding nitrogen removal potential at treatment plants with 100, 150, and 200 mg/l readily biodegradable COD (BCOD) in the wastewater.

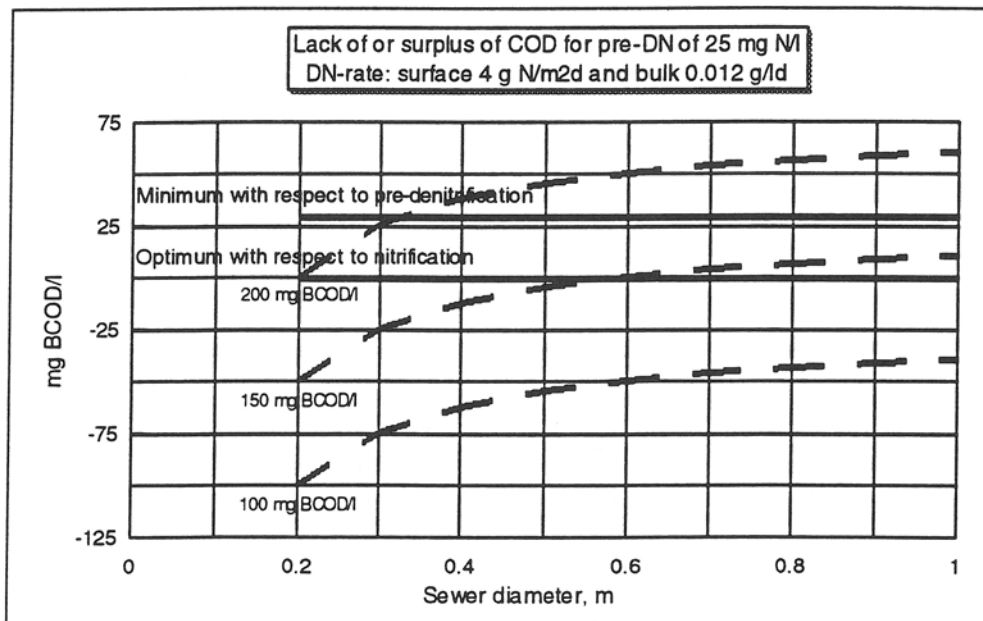


Figure 7. The remaining concentration or the lack of readily biodegradable organic matter after consumption in the sewer (5 hrs hydraulic retention time) and pre-denitrification of 25 mg NO<sub>3</sub>-N/l at the treatment plant. The minimum concentration with respect to an acceptable denitrification rate (30 mg BCOD/l) and the optimum concentration with respect to nitrification (0 mg BCOD/l) are indicated.



Figure 6 and 7 show that the removal of organic matter in the sewer and the corresponding nitrogen removal potential at treatment plants will be very dependent on the wastewater quality and the sewer diameter, as well as the hydraulic retention time. The temperature will also be important since the denitrification rate is exponential dependent on the temperature according to the Arrhenius' equation ( $r_{10C} = r_{20C} \cdot e^{0.07 \cdot (t-20)}$ ).

## 4 Summary

Anaerobic conditions in sewers with formation of sulphide (septic conditions) may be prevented by a controlled dosage of nitrate.

The nitrate dosage to sewers results in consumption of organic matter, increase in pH and alkalinity and a relative large biomass growth as compared to septic conditions.

Organic matter and sulphide were found to have the dominating effect on the nitrification capacity. The anoxic wastewater created by the nitrate dosage gave an increased nitrification capacity of 30-40% as compared to the septic wastewater. Concentrations of organic matter above about 100 mg COD/l caused a reduced nitrification capacity. The sulphide had a considerable negative effect at concentrations as low as 0.5 mg S/l.

The nitrogen removal potential at treatment plants has been calculated based on the consumption rates found in a pilot plant. The sewer growth surface, the concentrations of readily biodegradable organic matter, and the hydraulic retention time and the temperature are the main parameters affecting the nitrogen removal potential.

## 5 Literature

Boon, A.G. (1995). Septicity in sewers: Causes, consequences and containment. *Wat. Sci. Tech.*, Vol 31, No 7, pp 237-253.







## Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1992-01 Hydraulisk analys av vattenledningsnät, *Lennart Andersson*
- 1992-02 Samverkan mellan avloppsnät och reningsverk, *Claes Hernebring*
- 1992-03 Lukt- och smakstörningar i dricksvatten, *Kjell Kihlberg, Roger Sävenhed*
- 1992-04 Artificial Groundwater Recharge – State of the Art, *Cristina Frycklund*
- 1992-05 Analysmetod för kloridoxid, klorit och klorat, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1992-06 Undersökning av förfiltar för järn- och manganreduktion vid dricksvattenrening, *Tibor Nemeth, Åke Elgemark*
- 1992-07 Inventering av datorbaserade system för övervakning och styrning inom kommunal teknik, *Bengt Zagerholm*
- 1992-08 Bräddning – Problemets omfattning i svenska tätorter, *Mats Andreasson, Johan Larsson*
- 1992-09 Lokal dagvattenhantering — Erfarenheter från några anläggningar i drift, *Eva Jansson, Bo Lind, Björn Malbert*
- 1992-10 PRISEK Prioritering Samhällskonsekvenser Ekonomi – Ekonomisk modell och systematisk effekttredovisning för värdering och prioritering av va-åtgärder, *Bertil Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1992-11 Konditionsstabilitet hos avloppsledningar av betong, *Viveka Lidström*
- 1992-12 Skadefall på nylagda betongledningar, *Ann-Christin Sundahl*
- 1992-13 Konstgjord grundvattenbildning, *Bertil Sundlöf, Lars Kronqvist*
- 1992-14 Trädrötter och ledningar, *Örjan Ståhl*
- 1992-15 Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat, *HB Wittgren, Kenth Hasselgren*
- 1992-16 Vattenboken – En bok för mellanstadiet om vårt svenska vatten, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-17 Vattenboken – Lärboken, *Accurat Information AB, VAV*
- 1992-18 Utvärdering av VA-FORSK, *Björn Svedinger*
- 1992-19 Hårdgöring av dricksvatten med krita-kolsyra – ett alternativ till kalk-kolsyra, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1993-01 Alternativ va-teknik – Exempelsamling, *Per-Arne Malmqvist, Agneta Samuelsson*
- 1993-02 Luft- och sedimentansamlingar i tryckledningar – Inledande studie, *Lennart Jönsson*
- 1993-03 Algtoxiner i dricksvatten – en undersökning vid två svenska vattenverk samt litteraturstudie, *Heléne Annadotter*
- 1993-04 Simulering av hydrologin inom urbana områden. Metodikmanual – MouseNAM, *Lars-Göran Gustafsson*
- 1993-05 Användning av kloridoxid — Reaktorstudier och halter i distributionssystemet vid nio vattenverk, *Mats Lindgren, Einar Pontén*
- 1993-06 Slamspridning på åkermark, *Per-Göran Andersson, Peter Nilsson*
- 1993-07 Analys av tillförselgrad till avloppsverk — svårigheter och möjligheter. Tillämpning på tillrinningen till Tivoliverket i Sundsvall, *Claes Hernebring*
- 1993-08 Indirekt nederbördspåverkan i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Björn Marklund, Rune Olsson, Bengt-Lennart Peterson, Tore Wästlin*
- 1993-09 Franska va-driftentreprenader, *Lise-Lotte Nilsson*
- 1993-10 Generell kravspecifikation för styr- och övervakningssystem, *Bengt Zagerholm*
- 1993-11 Va på entreprenad, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1993-12 Renovering av avloppsledningar. Riktlinjer för dokumentering och kvalitetskontroll, *Björn Borstad, Inge Faldager, Thomas Johansson*
- 1993-13 Simulering av vattenledningsnät med Piccolo — en utvärdering, *Krister Törneke*
- 1993-14 Drömmen om att allt ska förbli som det var — några reflexioner om konkurrens och strategier för förändring inom va-branschen, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1993-15 Kostnader för drift av avloppsreningsverk, *Peter Balmér, Bengt Mattsson*
- 1993-16 Rötkammars förmåga att bryta ned organiska föreningar i slam, *Hans Ring*
- 1994-01 Va-ledningars kondition, *Peter Stahre, Ann-Christin Sundahl, Viveka Lidström*
- 1994-02 Tillämpning av kvicksilverfri COD-analys inom va-tekniken, *Evy Axén, Gregory M Morrison*
- 1994-03 Drifterfarenheter med biologisk kvävereduktion, *Magnus Emanuelsson*
- 1994-04 Bestämning av nitrat i kommunalt avloppsvatten — en metod lämpad för automatiserad övervakning och kontroll, *Christer Björklund, Bo Karlberg, Maikael Karlsson*
- 1994-05 Vattenförbrukningens dygnsvariation, *Lars Nikell*
- 1994-06 Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling, *Thomas Larm*
- 1994-07 Svavelväteproblem i avloppsledningar — praktiska drifterfarenheter och tillämpbara anvisningar, *Anders Ledskog, Sven-Gunnar Larsson, Bo Göran Lindqvist*
- 1994-08 Konstgjord grundvattenbildning — Processtudier vid inducerad infiltration och bassänginfiltration, *Cristina Frycklund, Gunnar Jacks, Per-Olof Johansson, Kerstin Lekander*
- 1994-09 Desinfektion/oxidation som förbehandling av ytvatten, *Mats Engdahl*
- 1994-10 Kontroll av bräddavlopp, *Bertil Forsberg*
- 1994-11 Dagvattnets sammansättning, *Per-Arne Malmqvist, Gilbert Svensson, Caroline Fjellström*
- 1994-12 Kortbedömning av TV-inspekterade avloppsledningar, *Olle Nilsson, Peter Stahre*
- 1994-13 Utjämningsmagasin. Erfarenheter i svenska avloppsnät, *Rolf Mansfeldt, Mats Andréasson, Bertil Svensson*
- 1994-14 MIKE SHE I Urban Miljö, Tillämpningsexempel Vittskövle, *Stefan Winberg, Lars-Göran Gustafsson, Lars Bengtsson*
- 1994-15 Avskiljare för lätta vätskor och fett, *Fred Nyberg*
- 1994-16 Datorstödd simulering av aktivslamprocessen – Försök vid 5 svenska reningsverk, *Jes la Cour Jansen, Dines Thornberg, Anders Finnson*
- 1995-01 Ringar på vattnet – VA-verken och Agenda 21, *Anna Helmrot, Gunnel Jonsson, Örjan Eriksson*
- 1995-02 Transport av föroreningar i avloppssystem. Beräkningsmöjligheter med MouseTRAP, *Claes Hernebring, Cecilia Appelgren*
- 1995-03 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Delrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Hans Björkman, Majlis Stenberg, Ann-Carin Andersson, Anne-Marie Tillman, Erik Kärrman*
- 1995-04 Utvärdering av biologisk fosforavskiljning vid Öresundsverket i Helsingborg – Processtekniska och mikrobiologiska aspekter, *Magnus Christensson, Karin Jönsson, Natuschka Lee, Ewa Lie, Per Johansson, Thomas Welander, Kjetill Østgaard*
- 1995-05 Internkontroll vid VA-verk. Arbetsbok för upprättande och genomförande av internkontrollprogram för arbetsmiljön vid va-verk, *Ingvar Borgström, Anders Karlsson*
- 1995-06 Regional VA-samverkan – Potential och principer, *Lennart Hansson, Ola Mattisson*
- 1995-07 Hårdhetshöjning av dricksvatten med krita-kolsyra, ett alternativ till kalk-kolsyra – Fullskaleförsök vid Öxsjöverket Lerum, *Dan Göthe, Bertil Israelsson*
- 1995-08 Våtmarksrening vid Landsbro ARV, *Leif Lorentzon, Göran Nilsson, Yvonne Gunnevik, Carl Odelberg, Thomas Svensson*
- 1995-09 Tvättmedel – Effekter på reningsverk och miljö, *Cajsa Wahlberg*
- 1995-10 Utvärdering av VAVs läckagestatistik, *Ann-Christin Sundahl, Åse Hasselkvist*
- 1995-11 Trädrötter och avloppsledningar. En fördjupad undersökning av rotproblem i nya avloppsledningar, *Örjan Ståhl, Jörgen Rosenlöf*
- 1995-12 Renovering av vattenledningar. Riktlinjer för metodval, dimensionering och utförande, *Thomas Johansson, Per Romdal, Øistein Torgersen*
- 1995-13 Nya kemikalier – En utmaning för kommunala reningsverk. Förstudie, *Björn Frostell, Bengt Hultman, Jonas Röttorp, Peter Solyom*
- 1995-14 CD-ROM inom VA, *Leif W Linde, Gunnar Petersson*
- 1995-15 Kvalitetssäkerhet och leveranssäkerhet i distributionssystem för dricksvatten, *Bengt Zagerholm, Rolf Bergström*
- 1995-16 Försöksrapport från biologisk fosforavskiljning vid Jämshögs reningsverk, Olofstöms kommun, *Carl-Johan Legeth*

## Rapporter utgivna i VA-FORSK-serien

- 1996-01 Organiskt avfall som växtnäringsresurs. Potential och förslag till forsknings- och utvecklingsinsatser, *H B Wittgren*
- 1996-02 Rotinträngning i avloppsledningar. En undersökning av omfattning och kostnader i Sveriges kommuner, *Örjan Stål*
- 1996-03 Källsorterad humanurin i kretslopp – Förstudie i tre delar, *Håkan Jönsson, Anna Olsson, Thor Axel Stenström, Gunnel Dalhammar*
- 1996-04 VA sett på nytt sätt – Driftentreprenader i några kommuner, *Gösta Fredriksson, Bo Lannblad, Bengt Larsson, Åke Mattsson*
- 1996-05 Avrinningsområdesbaserade organisationer som aktiva planeringsaktörer, *Jan-Erik Gustafsson*
- 1996-06 Bedömningsgrunder för ovidkommande vatten i avloppsnät. Metodikmanual, *Ann-Marie Gustafsson, Gilbert Svensson*
- 1996-07 Snösmältningens påverkan på avloppssystem inom urbana områden, *Claes Hemebring*
- 1996-08 Rening av avloppsslam från tungmetaller och organiska miljöfarliga ämnen, *Erik Levlin, Lars Westlund, Bengt Hultman*
- 1996-09 Kemikaliers effekter i VA-sammanhang. En datasammanställning, *Ingemar Dellien*
- 1996-10 Syrgas i kombination med luftinblåsning vid pilotförsök med kväverening vid Västerås reningsverk, *Hermann Wiklund, Kjell-Ivar Dahlqvist, Bernt Ericsson*
- 1996-11 Export av svenskt kommunalt VA-kunnande, *Gösta W Fredriksson, Åke Mattsson*
- 1996-12 Litteraturlöslösning för grundvatten i urban miljö på Internet, *Chester Svensson*
- 1996-13 Konkurrensutsättning av VA-verksamheten, *Stig Tunestål*
- 1997-01 Utvärdering av VA-lösningar i ekobyar, *J-E Haglund, B Olofsson*
- 1997-02 Aktivt stöd till fastighetsägare vid nybyggnad av VA-nät, *Roland Strandberg, Mårten Wärnö*
- 1997-03 Dosering av biokultur i en igensatt infiltrationsanläggning – En utvärdering, *Jenny Holmgren*
- 1997-04 Biogasanläggningar i Sverige, *Anna Lindberg*
- 1997-05 VA-försörjning i ny skepnad – Om konkurrens och strukturomvandling i Vaxholm, *Ola Mattisson*
- 1997-06 Fosfors växttillgänglighet i olika typer av slam, handelsgödsel samt aska, *Kersti Linderholm*
- 1997-07 Dricksvatten och korrosion – En handbok för vattenverken, *Bo Berghult, Ann Elfström Broo, Torsten Hedberg*
- 1997-08 Alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund. Sammanfattande slutrapport från ECO-GUIDE-projektet, *Per-Arne Malmqvist, Majlis Stenberg*
- 1997-09 Analys av avloppssystem med datormodeller. Tillämpningsexempel med MOUSE-systemet, *Bo Granlund, Mats Andréasson*
- 1997-10 Läckökning med hjälp av tryckslagsmätningar – Transientmetoden, *Lennart Jönsson, Anders Svensson*
- 1997-11 Modellering av ekologisk dagvattenhantering, *Cecilia Wennberg*
- 1997-12 Avvattning av avloppsslam med naturnära metoder – Erfarenheter från ett fullskaleförsök i Lövånger, *Daniel Hellström, Elisabeth Kvarnström*
- 1997-13 Sambandet mellan kostnader och avgifter inom kommunal VA-verksamhet, *Torbjörn Tagesson*
- 1997-14 Kundorienterad kvalitetsutveckling i VA-verksamhet – Rapport från en förstudie, *Patrik Larsson, Saara Isaksson*
- 1997-15 Läck- och dräneringsvatten i spillvattensystem, *Hans Bäckman, Bengt Göran Hellström, Anders Jaryd, Åke Jonsson*
- 1997-16 Avvattningsslaguner för slam från enskilda brunnar, *Erik Brydolf, Eric Rönnols*
- 1998-01 Tryckslag i vattenledningsnät – några exempel, *Johan Spännare*
- 1998-02 Tryckslags inverkan på vattenledningsnät, *Jakob Büchert, Anders Svensson*
- 1998-03 Analys av redovisade kostnader enligt DRIVA Kostnadsjämförelser för åren 1993-1995, *Gilbert Svensson, Annika Malm*
- 1998-04 Långsamfilters reningspotential, *Essie Andersson*
- 1998-05 Kontaktfiltrering av ytvatten – en teknik på frammarsch, *Maria Byström*
- 1998-06 Utvärdering av WEFs CD kurs "Operations Training – Wastewater Treatment Course" *José-Ignacio Ramírez*
- 1998-07 Nordisk konferens om kväverening och biologisk fosforering – 1997, *Bengt Göran Hellström, Anders Finnson*