

Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen

RAPPORT 5794 • FEBRUARI 2008



Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen

Redovisning av regeringsuppdrag

512-386-06 Rm

NATURVÅRDSVERKET

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

Tel: 08-698 10 00, fax: 08-20 29 25

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-5794-7.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2008

Elektronisk publikation

Omslag: Ulf Nylén, BLR och Linda Gårdstam

Förord

Vi har fått i uppdrag av regeringen att utreda avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen. Utredningen resulterade i denna rapport som lämnats till regeringen.

Rapporten bygger på underlag från:

- studier av olika reningstekniker i vetenskaplig litteratur och vid Sjöstadverket, Stockholm Vatten VA AB
- data om förväntade och uppmätta mängder av läkemedelsrester och andra farliga ämnen, vilken form de uppträder i, deras nedbrytbarhet och miljöpåverkan. Data är inhämtade från svenska och utländska utredningar, rapporter och vetenskapliga publikationer .
- analysdata för läkemedelsrester i svenska och utländska vatten.
- Naturvårdsverkets screening av läkemedelsrester och andra farliga ämnen i Sverige, utförd av IVL.
- försäljnings-, toxicitets- och riskbedömningsdata för läkemedelssubstanser framtagna av Läkemedelsindustriföreningen och Stockholms läns landsting.

Rapporten har utarbetats av Cajsa Wahlberg och Berndt Björlenius, Stockholm Vatten, Mats Ek, IVL, Nicklas Paxéus, Gryaab, samt Linda Gårdstam Naturvårdsverkets miljörättsavdelning. Birgitta Johansson har sammanställt textmaterial.

Naturvårdsverkets diarienummer för uppdraget är 512-386-06 Rm.

Stockholm 21 januari 2008

Innehåll

FÖRORD	3
INNEHÅLL	5
1 SAMMANFATTNING	8
2 SUMMARY	11
3 SYNTES AV RAPPORTEN	14
4 REKOMMENDATIONER	16
5 ORDLISTA	18
6 INLEDNING	20
6.1 Uppdraget	20
6.2 Uppdragets genomförande	20
6.3 Avgränsningar	20
6.3.1 Urval av ämnen	21
6.4 Ansvar och lagstiftning	22
6.4.1 Läkemedel	22
6.4.2 Kosmetika och hygienprodukter	23
6.4.3 Övriga ämnen/ämnesgrupper	23
6.5 Översikt av problematiken kring läkemedelsrester	24
6.5.2 Använda mängder av olika läkemedel	27
6.6 Kosmetika och hygienprodukter	28
6.7 Övriga ämnen/ämnesgrupper	28
7 AVLOPPSRENINGSVERKENS FUNKTION	29
7.1 Vad händer i avloppsreningsverket?	29
7.1.1 Begrepp för avloppsreningsverkens rening och effektivitet	30
7.2 Teknisk beskrivning av dagens avloppsreningsverk	30
7.2.1 Mekanisk rening	31
7.2.2 Kemisk fällning	32
7.2.3 Biologisk rening	32
7.2.4 Sandfilter	35
7.2.5 Slambehandling	35
7.3 Avloppsreningsverken och miljömålen	36
8 LÄKEMEDELSRESTER I MILJÖN	37
8.1 Olika källor till läkemedel i avloppsvatten	39
8.1.1 Sjukhus och annan slutenvård	39
8.1.2 Andra källor	41

8.2	Analyser och uppmätta halter	41
8.2.1	Utgående avloppsvatten	42
8.2.2	Avloppsslam	42
8.2.3	Ytvatten, grundvatten och dricksvatten	44
8.2.4	Sediment	45
8.2.5	Fisk	46
8.3	Substansflödesanalyser (SFA) med hjälp av utsöndringsdata och uppmätta data	46
8.3.1	Atorvastatin	47
8.3.2	Diklofenak	47
8.3.3	Metoprolol	48
8.4	Kända effekter av läkemedelsrester i miljön	49
8.4.1	Exempel på påvisade effekter	49
8.4.2	Sammanfattning	53
9	KOSMETIKA OCH HYGIENPRODUKTER	54
9.1	Produkt- och ämnesgrupper	54
9.2	Exempel på ämnen	56
9.2.1	Ytaktiva ämnen	56
9.2.2	Mjukgörande och fuktighetsreglerande medel	58
9.2.3	Konserveringsmedel och antibakteriella ämnen	58
9.2.4	Solskyddsfiler	63
9.2.5	Parfymämnen	63
9.3	Sammanfattning	65
10	ÖVRIGA ÄMNER/ÄMNESGRUPPER	66
10.1	Exempel på ämnen	66
10.2	Sammanfattning	84
11	AVLOPPSRENINGSVRK OCH LÄKEMEDELSSUBSTANSER	85
11.1	Reduktion av läkemedelsrester i avloppsreningsverk	86
11.1.1	Utvärdering av nationella rådata	86
11.1.2	Publikationer åren 2004–2007	88
11.1.3	Läkemedelsrester i slam för jordbruksändamål med mera	92
11.1.4	Sammanfattning	92
11.2	Möjligheter att förbättra reningseffektiviteten i dagens avloppsreningsverk	93
11.2.1	Mekanismer för reduktion av läkemedelsrester i avloppsreningsverk	94
11.3	Möjligheter med kompletterande reningsteknik	98
11.3.1	Oxidation av avloppsvatten med ozon	99
11.3.2	Oxidation med väteperoxid och UV-ljus	102
11.3.3	Oxidation med UV-ljus och titandioxid	103
11.3.4	Membranfiltrering	104
11.3.5	Aktivt kol	104
11.4	Ekonomi och effektivitet för olika metoder i avloppsreningsverk	106
11.5	Urinsortering och enskilda avlopp	107

11.5.1 Enskilda avlopp	107
12 ÅTGÄRDER FÖRE AVLOPPSRENINGSVRK	109
12.1 Läkemedel	109
12.1.1 Information till förskrivare	110
12.1.2 Tekniska metoder på sjukhusen	112
12.1.3 Information till allmänheten	112
12.1.4 Insamling av överblivna läkemedel	113
12.2 Kosmetika, hygienprodukter och övriga ämnen/ämnesgrupper	113
12.2.1 Miljömärkning	113
13 PÅGÅENDE KUNSKAPSUPPBYGGNAD	115
13.1 Naturvårdsverkets miljöövervakning	115
13.2 MistraPharma	116
13.3 Formas	120
13.4 Stockholm Vatten	120
14 DISKUSSION	122
14.1 Förmågan att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen	122
14.2 Vi behöver mer kunskap	122
14.3 Åtgärder före avloppsreningsverk	123
14.4 Förslag och rekommendationer för behandling i avloppsreningsverk	123
14.4.1 Vad skulle det kosta?	124
Bilaga 1. Halter av läkemedelsrester i olika vatten och i reningsverksslam	125
Bilaga 2. Läkemedelshalter och reduktionsgrader	126
Bilaga 3. Klassificering av läkemedelssubstanser efter reduktionsgrad och förekomst i avloppsvatten	127
Bilaga 4. Reduktionsgrad för läkemedelsrester som funktion av antalet personer anslutna till avloppsreningsverk	128
Bilaga 5. Läkemedelssubstansers kemisk-fysikaliska egenskaper	129
Bilaga 6. PEC/PNEC och QSAR-modellering	131
PEC/PNEC	131
Bilaga 7. Analysmetodik för läkemedelsrester	135
Bilaga 8. Analyserade halter av läkemedelsrester ut från svenska avloppsreningsverk	136
Bilaga 9. Läkemedelsrester i avloppsreningsverkens slam	138
Bilaga 10. Siloxaner	139
Bilaga 11. Avloppsreningsverk med beräknad reduktion av läkemedelsrester	140
REFERENSLISTA	141

1 Sammanfattning

Naturvårdsverket fick i december 2005 i uppdrag av regeringen att bedöma de kommunala avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om de läkemedelsrester och andra skadliga ämnen som anses vara särskilt allvarliga från miljösynpunkt. Naturvårdsverket ska även redovisa hur dessa ämnen kan reduceras från reningsverket. Uppdraget ska efter samråd med Läkemedelsverket redovisas den 31 december 2007.

Faktaunderlag till Naturvårdsverkets rapport till regeringen har tagits fram av Berndt Björleinius, Stockholm Vatten, Mats Ek, IVL Svenska miljöinstitutet, Nicklas Paxéus, Gryaab, och Cajsa Wahlberg, Stockholm Vatten. Kerstin Rosén-Nilsson och därefter Linda Gårdstam har varit ansvariga handläggare på Naturvårdsverket.

Samråd med Läkemedelsverket har genomförts på så sätt att verket inbjöds till hearingen och har getts tillfälle att lämna synpunkter vilka sedan inarbetats i rapporten. På grund av den begränsade svarstiden har Läkemedelsverket emellertid inte haft möjlighet att bereda och analysera rapporten internt.

Avloppsreningsverk är inte konstruerade för att bryta ner rester av läkemedel eller andra farliga ämnen och dagens avloppsreningsverk avlägsnar inte alla dessa substanser. Detta är en av de slutsatser som kan dras av den fakta som presenteras i rapporten. Avsnitt 3 innehåller en syntes av fakta ur rapporten och slutsatser som kan dras från dessa fakta. Mot bakgrund av denna kunskap behöver åtgärder vidtas. Naturvårdsverkets rekommendationer till Miljödepartementet återges i avsnitt 4.

FÖRUTOM LÄKEMEDEL, KOSMETIKA och hygienprodukter behandlar rapporten även vissa andra ämnesgrupper som hamnar i avloppet. Humanläkemedel tas upp, men inte veterinärläkemedel eftersom de senare till stor del inte når ledningsnätet och därmed avloppsreningsverken. De kan dessutom förbjudas av miljöskäl till skillnad från humanläkemedel. När det gäller kosmetika och hygienprodukter har urvalet gjorts utifrån kriterier som mängden substans som används, persistens och miljögiftighet, potentiell risk och/eller dokumenterad förekomst i miljön. Av övriga ämnen och ämnesgrupper bygger urvalet på 1) att de används storskaligt och/eller är giftiga för miljön, 2) att de klassificeras som prioriterade ämnen i ramvattendirektivet (WFD), 3) att de uppmärksammas i andra sammanhang som till exempel i internationella konventioner, eller 4) att nya forskningsrön visar att de förekommer i avloppsvatten eller i naturen. Urvalet redovisas i avsnitt 6.3.1.

I avsnitt 7 beskrivs teknik och funktion hos dagens avloppsreningsverk. Här klargörs skillnaden mellan begreppen *reduktion* (haltminskning över verket), *avskiljning* (till slam eller koncentrat) och *nedbrytning* (då ämnet omvandlas), som de används i rapporten.

I SVERIGE ANVÄNDS DRYGT TUSEN olika läkemedelssubstanser. Vissa av dem tas upp i avsnitt 8 som behandlar läkemedelsrester i miljön, dels var de återfinns och i vilka halter, dels vad vi känner till idag när det gäller effekter i miljön. Flödet av olika läkemedelssubstanser behöver kartläggas för att det ska gå att bedöma risker och olika möjligheter att minska riskerna. En sådan kartläggning görs i ett

projekt som Stockholm Vatten driver när denna rapport skrivs. Stockholm läns landsting (SLL) har gjort en sammanställning av resultat från ett stort antal analyser av läkemedelsrester i olika vatten, avloppsvatten och slam i Sverige. Av bilaga 1 framgår att de högsta halterna av läkemedelsrester finns i sjukhusavlopp. De största mängderna hittar man däremot i inloppen till avloppsreningsverken. I avloppsreningsverken minskar halterna med mellan 0 och 100 procent, beroende på substans. Rådata från SLL:s sammanställning har bearbetats för den här rapporten, och det gör att substansflöden för ett urval av substanser nu kan redovisas. Inga märkbara miljöeffekter av läkemedelsrester har påvisats i svenska vatten, men i laboratorietest har man för vissa ämnen visat att halter i närheten av dem man hittat i en del svenska recipienter har effekt på fisk. Det handlar inte om akuttoxiska effekter, utan till exempel sned könsfördelning efter lång tids exponering vid låga halter.

KOSMETIKA OCH HYGIENPRODUKTER presenteras i avsnitt 9, där grupper av produkter och ämnen går igenom. När det gäller behandlingsbarhet i avloppsreningsverk är kosmetika och hygienprodukter en heterogen grupp. Därför är det svårt att dra någon generell slutsats. I avsnitt 10 ges exempel på andra miljöstörande ämnen, var de förekommer, hur de används och vad som händer med dem i avloppsreningsverk. För dessa ämnen föreslås inte några åtgärder utöver vad som föreslås med avseende på läkemedelsrester, eftersom det finns möjligheter enligt Reach att förbjuda sådana ämnen. Det torde även vara möjligt att besluta om nationella förbud under vissa förutsättningar.

VAD HÄNDER MED LÄKEMEDELSRESTER i dagens avloppsreningsverk? Frågan tas upp i avsnitt 11. Många ämnen bryts ner, men verken är inte primärt byggda för att reducera dessa ämnen. Därför hittas en del läkemedelsrester och andra kemikalier i det vatten som går ut från avloppsreningsverken. De som inte bryts ner eller går rakt igenom verket hamnar i slammet. Det pågår mycket forskning om läkemedelsrester i avloppsreningsverk. När det gäller i vilken grad läkemedelsrester reduceras i avloppsreningsverk presenteras i 11.1 dels en utvärdering av svenska rådata, dels en sammanställning av resultat från olika länder åren 2004 till 2007.

I avsnitt 11.2 konstateras att möjligheterna att förbättra reningseffektiviteten i dagens avloppsreningsverk utan kompletterande teknik är begränsade. Utbyggnad av kväverening eller höjning av slamåldern i aktivslamsteget med ett antal dygn kan förbättra reduktionen för ett antal substanser, men inte för alla. Någon total reduktion kan långt ifrån påräknas. Avsnittet går igenom mekanismer och teknik för de tre huvudvägar som finns för reduktion av läkemedelsrester i dagens avloppsreningsverk: avdrivning till luft (strippning), adsorption till partiklar (slam) och biokemisk transformering (biologisk nedbrytning).

MÖJLIGHETERNA MED KOMPLETTERANDE tekniklösningar tas upp i avsnitt 11.3. Det är lösningar som företrädesvis placeras som avslutande reningssteg: ozonering, UV/väteperoxid, UV/titandioxid, membranfiltrering och filtrering genom aktivt kol. De nya metoderna kan även reducera andra organiska molekyler än läkemedelsrester. I 11.4 diskuteras ekonomi och effektivitet för olika metoder. En grov skattning för svenska förhållanden visar att den extra kostnaden för att reducera läkemedelsrester från avloppsvatten ligger mellan 0,75 och 15 kronor/m³, bero-

ende på teknikval och reningsverkets storlek. Kostnaden för dagens rening av avloppsvatten ligger på mellan 2 och 8 kronor/m³, beroende på storleken på avloppsreningsverket. Energianvändningen i avloppsreningsverken kommer att minst fördubblas om reningen införs. Räknat på alla avloppsreningsverk i Sverige uppgår totalkostnaden till mellan 1,5 och 10 miljarder kronor/år, vilket motsvarar 200 till 1 300 kronor per person och år. Reduktionen av läkemedelsrester skulle i bästa fall innebära 10 procent höjning av nuvarande kostnad, i sämsta fall nästan dubbla VA-kostnaden. Generellt är reduktionen i de förslagna kompletterande teknikerna runt 90% för de undersökta ämnena. Dock återfinns reduktionsdata för mindre än 10 %, av de drygt 1000 läkemedelssubstanter som används i Sverige, hittills i litteraturen.

ÅTGÄRDER FÖRE AVLOPPSRENINGSVERKET diskuteras i avsnitt 12, bland annat arbete för att varor och produkter inte ska innehålla miljöfarliga ämnen. Läkemedelsindustrin bör ta hänsyn till nedbrytbarhet och miljöeffekter redan då nya substanser tas fram. En viktig uppgift för hela samhället, allt från myndigheter och producenter till den enskilde är att fortsätta med uppströmsarbetet, det vill säga se till att miljöföroreningar stoppas redan innan de når avloppet. Detta arbete ger fler positiva bieffekter.

KUNSKAPSBEHOVET inom detta område är stort och mer underlag behövs för att kunna ta ställning. På flera håll pågår forskning. En kort sammanställning av detta återfinns i avsnitt 13.

Om läkemedelsresterna inte går att stoppa vid källan och om de visar sig ha allvarliga negativa effekter på recipienten kan det uppstå en situation där avloppsreningsverken måste kompletteras med ny teknik. Men innan kompletterande teknik byggs ut behövs det vidare utvärdering av hur det renade avloppsvattnet som släpps ut från dagens avloppsreningsverk påverkar vattenorganismerna. Detta krävs för att man ska veta vilka substanser som verkligen behöver reduceras, och för att sedan kunna jämföra olika metoders möjlighet att åstadkomma reduktionen med en rimlig resursförbrukning. Detta tas upp till diskussion i avsnitt 14.

2 Summary

The Swedish Environmental Protection Agency was commissioned in December 2005 by the Swedish government to assess the ability of municipal waste water treatment plants to handle pharmaceutical residues and other harmful substances that are considered to be particularly dangerous from an environmental perspective. The Swedish Environmental Protection Agency (EPA) was also to show how these substances could be reduced at the treatment plant. After having conferred with the Swedish Medical Products Agency, the assignment was to be reported on 31 December 2007.

The factual basis for the Swedish Environmental Protection Agency's report to the government was prepared by Berndt Björlenius, Stockholm Vatten; Mats Ek, IVL Swedish Environmental Research Institute; Nicklas Paxéus, Gryaab, the waste water treatment plants of the Gothenburg region; and Cajsa Wahlberg, Stockholm Vatten. Kerstin Rosén-Nilsson and later Linda Gårdstam have handled the administration at the Swedish EPA.

The assignment with the The Swedish Medical Products Agency has been carried out by an invitation to a hearing and given an opportunity to express views, which were then been incorporated in the report. Due to the limited time to reply, the Swedish Medical Products Agency was not, however, able to prepare and analyze the report internally.

Waste water treatment plants are not designed to degrade pharmaceutical residues or other dangerous compounds and today's waste water treatment plants do not remove all of these substances. This is one of the conclusions that can be drawn from the facts presented in the report. Section 2 contains a synthesis of facts from the report and conclusions that can be drawn from these facts. In light of these facts and conclusions, measures need to be taken. Recommendations from the Swedish EPA to the Swedish Ministry of the Environment are presented in Section 3.

APART FROM PHARMACEUTICALS, COSMETICS and hygiene products, the report also deals with certain other substances that end up in the sewage system. Human pharmaceuticals are brought up, but not veterinary pharmaceuticals since many of the latter do not reach the main sewage system and thus do not reach the waste water treatment plants. Furthermore, unlike pharmaceuticals for human use, these can be prohibited for environmental reasons. With regard to cosmetics and hygiene products the selection is based upon criteria such as the amount of substance used, persistence of use and environmental toxicity, potential risk and/or documented presence in the environment. Of other compounds and related substances, the selection is based upon 1) that they are used on a large scale and/or are environmental toxins, 2) that they are classified as priority substances in the Water Framework Directive, 3) that attention has been drawn to them in other contexts such as international conventions, or 4) that new research findings show that they occur in waste water or in the environment. The selection is presented in Section 5.3.1.

Section 6 describes the technology and function of today's waste water treatment plants. The distinctions between the terms *reduction* (reduction of the concentration throughout the plant), *separation* (into sludge or concentrates) and *degrada-*

tion (whereby the compound is transformed), as they are referred to in the report, are clarified here.

Over 1,000 different pharmaceutical substances are used in Sweden. Some of these are brought up in Section 7 which is about pharmaceutical residues in the environment, where they are found and in what concentrations, and what we know about their environmental impact today. The flow of various sorts of pharmaceutical residues needs to be mapped in order to assess risks and the possibilities to reduce these risks. Such a mapping is being prepared by Stockholm Vatten at the time of writing this report. The Stockholm County Council (SLL) has compiled the results of a large number of analyses of pharmaceutical waste in various waters, waste water, and sewage sludge in Sweden. Appendix 1 indicates that the highest concentrations of pharmaceutical residues are in hospital sewage systems. The largest amounts are found, however, in the inflow to the waste water treatment plants. The concentrations are reduced between 0 and 100 percent in the waste water treatment plants, depending on the kind of substance. Raw data from the SLL compilation has been processed for this report, which enables the flow of substances for a number of substances to now be accounted for. No observable environmental impact of pharmaceutical residues has been shown in Swedish waters, but in laboratory tests it has been shown that concentrations of certain substances close to those found in a number of Swedish recipients affects fish. This is not a question of acute toxic effects, but of uneven gender distribution after long exposure to low concentrations.

COSMETICS AND HYGIENE PRODUCTS are presented in Section 8, where product groups and substances are reviewed. Cosmetics and hygiene products constitute a heterogeneous group when it comes to their ability to be treated in waste water treatment plants. For this reason it is difficult to draw any general conclusions. In Section 9 examples of other environmentally harmful substances, where they occur, how they are used, and what happens to them in a waste water treatment plant, are given. Measures beyond those proposed for pharmaceutical residues are not suggested for these substances since, according to Reach, it is possible to prohibit these substances. In certain circumstances, it may even be possible to agree to a national ban.

WHAT HAPPENS TO PHARMACEUTICAL RESIDUES in today's waste water treatment plants? The question is raised in Section 10. Many substances are degraded, but the treatment plants are not built to reduce these substances. For this reason pharmaceutical residues and other chemicals are found in the outcome from the waste water treatment plants. Those that are not degraded, or go straight through the plant, end up in the sludge. There is a lot of research ongoing about pharmaceutical residue in waste water treatment plants. With regard to the degree to which pharmaceutical residues are reduced in the waste water treatment plants, an evaluation of Swedish raw data and a compilation of results of the years 2004 to 2007 from various countries are presented in Section 10.1.

It is established in Section 10.2 that the possibilities of improving the efficiency of treatment in today's waste water treatment plants are limited. The extension of nitrogen treatment or increasing the sludge age in the activated sludge process by a couple of days can reduce the concentration of a number of substances, but

not all. A total reduction can hardly be counted on. The section goes through the mechanisms and technologies for the three main ways to reduce pharmaceutical waste in today's waste water treatment plants: degassing (stripping), adsorption to particles (sludge) and biological transformation (biological degradation).

THE POSSIBILITIES ASSOCIATED WITH COMPLEMENTARY TECHNICAL SOLUTIONS are brought up in Section 10.3. These are solutions that are preferably applied as final treatment steps: ozonation, UV/hydrogen peroxide, UV/titanium oxide, membrane filtration, and activated carbon filtration. The new methods can even reduce the presence of other organic molecules than pharmaceutical residues. In Section 10.4 the economy and efficiency of the various methods is discussed. A rough estimate of Swedish conditions indicates that the extra cost of reducing pharmaceutical residues from waste water is between SEK 0.75 and 15 per cubic metre depending upon the choice of technique and the size of the waste water treatment plant. The cost of today's treatment of waste water is between SEK 2 and 8 per cubic metre depending on the size of the waste water treatment plant. The energy consumed by waste water treatment plants would at least be doubled if the treatment were introduced. Taking into account all of the waste water treatment plants in Sweden, the total cost would be between SEK 1.5 and 10 billion per year, which is equivalent to SEK 200 to 1,300 per person each year. The reduction of pharmaceutical residues would at best involve an increase of 10 percent of the current cost, and in the worst case a near doubling of the cost for water supply and sewage system. Generally the reduction in the investigated substances by the proposed complementary techniques is approximately 90 percent. To date there is however reduction data in literature for less than 10 percent of the more than 1000 pharmaceutical substances that are used in Sweden.

MEASURES PRIOR THE WASTE WATER TREATMENT PLANTS are discussed in Section 11, such as work to ensure that goods and products do not contain environmentally harmful substances. The pharmaceutical industry should take degradability and environmental impact into consideration in conjunction with the development of new substances. An important task for the society at large, from authorities to manufacturers and individuals, is to continue with up-stream work, i.e. to see to it that environmental contaminants are stopped before they get into the sewage system. This work has several positive side effects.

THE NEED FOR KNOWLEDGE in this area is great and more information is needed in order to take a stand. Research is being conducted in several places. A brief summary of this is given in Section 12.

If pharmaceutical residues cannot be stopped at their source and if it is shown that they have serious negative effects on the recipient, a situation may arise which forces waste water treatment plants to incorporate complementary new techniques. But before complementary techniques are developed, further evaluation of how the treated waste water that is released from today's waste water treatment affects water organisms is necessary. This is needed in order to know which substances are in fact reduced, and thus enable a comparison of the various methods' possibilities to achieve reduction with a reasonable consumption of resources. This is discussed in Section 13.

3 Syntes av rapporten

Avloppsreningsverk är inte konstruerade för att bryta ner rester av läkemedel eller andra farliga ämnen och dagens avloppsreningsverk avlägsnar inte alla dessa substanser. Detta är en av de slutsatser som kan dras av det fakta som presenteras i rapporten. Nedan följer ytterligare fakta och slutsatser.

Läkemedel kan inte förbjudas på grund av miljöpåverkan. Det kan däremot andra farliga ämnen.

Läkemedel är inte utformade för att brytas ner i avloppsreningsverken.

Vid normala förhållanden stör inte läkemedelsrester eller andra miljöfarliga ämnen märkbart reningsprocesserna i avloppsreningsverken. Man kan dock inte utesluta att vissa antibakteriella substanser, konserveringsmedel och tensider kan ha negativ inverkan på reningsprocesserna.

I svenska recipienter har man ännu inte kunnat påvisa effekter som kan kopplas direkt till utsläpp av läkemedelsrester från kommunala avloppsreningsverk.

En del rester av läkemedel och andra farliga ämnen bryts ändå ner i avloppsreningsverken. De kan antingen brytas ner fullständigt, eller omvandlas till andra föreningar. En del föreningar avskiljs till slam och en del föreningar passerar genom avloppsreningsverket och ut i recipienten.

För de föreningar som bryts ner i reningsverken finns följande tendenser:

- För vissa föreningar gynnas nedbrytningen av hög slamålder och lång uppehållstid eller låg slambelastning.
- Nedbrytningen är snabbare vid högre koncentration av ämnet – första ordningens kinetik.
- Anaerob rötning av slam bryter bara ner ett fåtal läkemedelssubstanser och andra farliga ämnen.

Införande av biologisk kväverening ger även positiva effekter på nedbrytningen av en del läkemedelsrester.

Möjligheten att förbättra reduktionen av läkemedelsrester i existerande avloppsreningsverk är begränsad. Därför anses det svårt att uppnå total reduktion i dagens avloppsreningsverk.

Behandling med ozon, UV-ljus + väteperoxid eller aktivt kol oxiderar respektive avskiljer de flesta ämnena. Dessa metoder ökar resursanvändningen och därmed kostnader vid reningsverken.

Kunskap om kostnader för införande av olika tekniska metoder i fullskala är nästan obefintlig i dagens litteratur.

Kunskapen är begränsad om vilka läkemedelsrester och hur mycket som avskiljs till slamfasen.

Dagens modeller för att beskriva vad som sker med läkemedelsrester i avloppsreningsverk är bristfälliga.

Läkemedelsrester utsöndras till största delen med urinen. Det innebär att separerad urin kan behöva behandlas före användning. Men det innebär också en möjlighet att bryta ner eller avskilja läkemedelsrester i mer koncentrerad form.

I enskilda avlopp är reduktionen av läkemedelsrester och andra farliga ämnen sannolikt låg.

För vissa ämnen kan det vara motiverat att särbehandla delströmmar från en del sjukhus, till exempel för cytostatika och kontrastmedel.

4 Rekommendationer

Med anledning av den fakta som framkommit bör åtgärder vidtas för att reducera läkemedelsrester och andra farliga ämnen från avloppsreningsverken. Dessa åtgärder varierar i såväl omfattning som ansvarsfördelning. Här nedan följer en förteckning över förslag till fortsatt arbete.

1) Ytterligare kunskap behövs innan beslut om åtgärder kan fattas.

Eftersom forskningsområdet är relativt nytt är kunskapen om läkemedelsresters nedbrytning och eventuella effekter i miljön under uppbyggnad. Flera projekt pågår för närvarande varibland MistraPharma startar år 2008 och avslutas till år 2012. Resultat från detta bör avvaktas innan behov av åtgärder kan fastställas.

2) Prövningsinstanser bör i större utsträckning ställa krav på uppföljning vid produktion av läkemedel.

I tillstånd meddelade med stöd av miljöbalken för produktion av läkemedel bör det i större utsträckning än i dagsläget ställas krav på uppföljning och analys i recipienten av utsläpp av renat industriavloppsvatten.

3) I bedömning av läkemedel bör även "farlighet" inkluderas.

Som föreslås i Kemikalieinspektionens underlag till fördjupade utvärderingen för miljömålet Giftfri miljö bör Regeringen och Läkemedelsverket driva att EU:s läkemedelslagstiftning kompletteras med utökade krav på testning av verksamma ämnens miljöfarlighet.

4) Miljöaspekten bör vägas in i landstingens kloka listor.

I de listor landstingen tar fram som rekommendation vid förskrivning av läkemedel bör, där så är möjligt, även miljöaspekten vägas in.

5) Se över möjligheterna att samla upp och ta hand om särskilt miljöskadliga läkemedel

Möjligheten att samla in urin från de patienter som avger de läkemedelsrester som är särskilt skadliga ur miljösynpunkt och som är svåra att reducera i avloppsreningsverken samt används under en begränsad tid bör ses över. Eftersom urinen som uppstår utgör en relativt liten volym kan den därefter behandlas med särskilt effektiva tekniker.

6) Andra farliga ämnen bör förbjudas

Arbetet med att ersätta ämnen, utöver läkemedel, som är oönskade i såväl recipient som i avloppsvattnet bör intensifieras. Detta kan ske dels genom att lagstiftningen avseende både kemiska produkter och andra typer av varor utvecklas med avseende på innehållet av farliga ämnen, dels genom att verka för en strikt tillämpning av befintlig lagstiftning.

7) Utveckla reningsteknik

Regeringen bör se över möjligheten att ekonomiskt bidra till utvecklingen av reningsteknik som har god effekt på läkemedelsrester och andra farliga ämnen.

I väntan på säkrare underlag vad gäller miljöeffekter bör det redan nu satsas på utveckling av extra reningssteg som kan komma att behövas. De metoder som verkar lovande för att minska utsläppen av läkemedelsrester och andra potentiellt miljöstörande ämnen från avloppsreningsverk bör utvecklas och testas ytterligare. Testerna bör göras med vanligt avloppsvatten och i tillräckligt stor skala för att kunna bedöma teknik och kostnad. Utvärderingen av de olika metoderna bör göras med kemiska analyser av såväl läkemedelsrester som deras kända metaboliter samt andra farliga ämnen. För vatten som enligt de kemiska analyserna är framgångsrikt behandlade bör biologiska långtidstester på åtminstone fisk, kräddjur och alger genomföras.

8) Se över var eventuella tekniker bör införas först.

Eftersom tekniker som kan komma att behöva införas är relativt kostsamma bör en undersökning göras över var de kan komma att behöva införas först. En studie bör genomföras för att identifiera känsliga recipienter med hög belastning.

9) Avskiljning till samt halter och nedbrytning i avloppsslam av såväl farliga ämnen som läkemedelsrester bör undersökas.

Kunskapen om avskiljningsgrad och reduktion av läkemedelsrester i slam behöver byggas upp. Satsningar görs för att undersöka vattenfasen men även den fasta delen av slammet bör undersökas närmre.

10) Se över möjligheterna att minska mängderna vatten

Nedbrytningen av framförallt läkemedel i avloppsreningsverket sker med en högre hastighet ju högre koncentration dessa har. Dessutom blir eventuella nya teknislösningar mer kostsamma ju större volymer som behandlas. Möjligheterna att på sikt reducera mängden vatten som kommer in till avloppsreningsverken bör därför ses över.

5 Ordlista

Andra ordningens kinetik	Reaktionshastigheten är proportionell mot kvadraten på ämnets koncentration.
ATC-kod	Anatomical Therapeutic Chemical Classification System; läkemedelssubstanser delas in i olika ATC-koder beroende på var de verkar, verkningsätt och kemisk struktur.
Avskiljning i avloppsreningsverk	Avskiljning till slam eller koncentrat.
Biota	Levande organismer.
BOD	Biokemisk syreförbrukning; ett mått på vattnets innehåll av biologiskt nedbrytbara ämnen.
COD	Kemisk syreförbrukning; anger den del av vattnets föroreningsinnehåll som kan oxideras med ett visst kemiskt oxidationsmedel.
DDD	Definierad dygnsdos.
Första ordningens kinetik	Reaktionshastigheten är proportionell mot ämnets koncentration.
In vivo	Inom organismen.
In vitro	Utanför organismen.
Konjugering	En kroppsegen molekyl (till exempel glukuronsyra) kopplas till läkemedelssubstansen, vilket leder till en mer lättlöslig molekyl som kan utsöndras i urin eller galla.
Lipofil	Fettlös.
MEC	Measured Environmental Concentration = uppmätt, det vill säga verklig koncentration av ett ämne.
Metaboliter	Nedbrytningsprodukter.
Nedbrytning i avloppsreningsverk	Ämnet omvandlas och försvinner.
PCP	Personal care products, det vill säga hygienprodukter.
PEC	Predicted Environmental Concentration = förväntad koncentration av ett ämne i en viss miljö.
PNEC	Predicted No Effect Concentration = koncentration som förväntas vara säker för djur och växter som lever i en viss miljö.
PEC/PNEC	Om kvoten PEC/PNEC är <1 bedöms risken för miljöpåverkan vara låg eller till och med försumbar. Om PEC/PNEC är >1 kan risk för miljöpåverkan inte uteslutas.
PBT-ämne	Persistent, bioackumulerande och toxiskt.

POP	Persistent organiskt ämne.
Prodrug	En inaktiv substans från vilken en aktiv metabolit bildas i kroppen.
Pseudo första ordningens kinetik	Reaktionshastigheten är proportionell med ämnets koncentration men även av andra processparametrar, som exempelvis slamåldern.
Reduktion i avloppsreningsverk	Haltminskning genom avskiljning och/eller nedbrytning.
Slamgiva	Den mängd slam som tillförs åkermarken vid ett och samma tillfälle.
SS	Suspenderad substans, det vill säga partiklar.
TS	Torrsubstans.

6 Inledning

Avloppsreningsverken har som huvuduppgift att skydda recipienten genom att samla och behandla avloppsvatten för att hindra övergödning och smittspridning. Sverige var tidigt ute med rening av avloppsvatten och idag är i princip alla som bor i tätort anslutna till ett avloppsreningsverk.

6.1 Uppdraget

I december 2005 gav Regeringen Naturvårdsverket i uppdrag att bedöma de kommunala avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om de läkemedelsrester och andra skadliga ämnen som anses vara särskilt allvarliga från miljösynpunkt. Naturvårdsverket ska även redovisa hur dessa ämnen kan reduceras från reningsverket.

Uppdraget ska, efter samråd med Läkemedelsverket, redovisas den 31 december 2007.

6.2 Uppdragets genomförande

Förutsättningarna att reducera läkemedel vid avloppsreningsverk, förslag till nya tekniker, riskbedömningsmetoder samt egenskaper, förekomst och tänkbar avskiljning för andra farliga ämnen har utretts och sammanställts av Berndt Björlenius (Stockholm Vatten), Mats Ek (IVL), Cajsa Wahlberg (Stockholm Vatten), Nicklas Paxéus (Gryaab) samt Brigitta Johansson. Kerstin-Rosén Nilsson och därefter Linda Gårdstam har varit projektledare på Naturvårdsverket.

Rapporten har inte, efter överenskommelse med Miljödepartementet, skickats på remiss. Däremot har uppdragets upplägg och slutsatser presenterats på en hearing dit intressenter var inbjudna. Vid hearingen diskuterades även vidare rekommendationer. Synpunkter från dessa intressenter har huvudsakligen arbetats in i rapporten.

Samråd med Läkemedelsverket har genomförts på så sätt att verket inbjöds till hearingen och getts tillfälle att lämna synpunkter vilka sedan inarbetats i rapporten. På grund av den begränsade svarstiden har Läkemedelsverket emellertid inte haft möjlighet att bereda och analysera rapporten internt.

6.3 Avgränsningar

Förutom läkemedel och ingredienser i kosmetika och hygienprodukter har några andra ämnen och ämnesgrupper som mer oavsiktligt hamnar i avloppet valts ut i denna rapport. Många är kemikalier som bland annat används vid textiltillverkning, till exempel perfluorerade ämnen och nonylfenoletoxilater. Andra återfinns i byggmaterial och varor av plast och polymerer, exempelvis ftalater. Även några biocider, rostskyddsinhibitorer, flamskyddsmedel och tensider beskrivs närmare i de följande avsnitten.

Rapporten fokuserar på avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester. Övriga farliga ämnens egenskaper, användning och eventuellt förväntad reduktion beskrivs men har inte analyserats. Anledningen till denna avgräns-

ning är att användningen av övriga farliga ämnen antas kunna förbjudas med hjälp av lagstiftning vilket inte är etiskt möjligt för läkemedel.

6.3.1 Urval av ämnen

När det gäller *läkemedel* tas humanläkemedel upp i den här rapporten, men inte veterinärmedicinska läkemedel. De senare når inte ledningsnätet i så stor utsträckning och därmed inte heller avloppsreningsverken. Genom att miljöpåverkan kan utgöra ett kriterium för att inte bevilja godkännande eller registrering (se 6 b § läkemedelslagen) finns redan ett verktyg för att minska eller stoppa användningen av de veterinärmedicinska som är miljöstörande. Ett sådant verktyg saknas för humanmedicinska läkemedel. Därför måste miljöproblem som är kopplade till användning av humanmedicinska läkemedel lösas på något annat sätt. Vad gäller humanläkemedel har urvalet skett med tanke på terapeutiska funktioner och kemisk-fysikaliska egenskaper. De läkemedelssubstanser som tas upp i rapporten baseras på tidigare undersökningar, till exempel de analysdata som redovisas i den av Stockholms läns landsting sammanställda databasen (SLL 2007). Dessa ämnen är i sin tur mer eller mindre utvalda med tanke på försålda mängder, kemisk-fysikaliska egenskaper, terapeutiska funktioner, risk för uppkomst av negativa miljöeffekter samt förekomst av kemiska analysmetoder.

När det gäller *kosmetika och hygienprodukter* har urvalet av substanser i rapporten gjorts utifrån kriterier som mängden substans som används, persistens och miljögiftighet, potentiell risk och/eller dokumenterad förekomst i miljön, samt ett samband med avloppsvatten.

Ett flertal av de valda ämnena används i kosmetika och hygienprodukter men i ännu större utsträckning i hushållsprodukter eller industriprodukter. Gränsdragning vad gäller ämnets placering är inte lätt och valet att ta upp ett enskilt ämne under rubriken kosmetika och hygienprodukter bygger på i stort sett Läkemedelsverkets val av ämnen för miljörisk- och miljöfarlighetsbedömning (Läkemedelsverkets rapport, 2004).

Av övriga ämnen och ämnesgrupper tas bara ett fåtal upp i rapporten. Urvalet av dessa bygger på 1) att de används storskaligt och/eller är giftiga för miljön, 2) att de klassificeras som prioriterade ämnen i ramvattendirektivet (WFD), 3) att de uppmärksammas i andra sammanhang som till exempel i internationella konventioner, samt för vissa ämnen 4) att nya forskningsrön visar att de förekommer i avloppsvatten eller i naturen.

Ett ämne som inte tas upp i rapporten men som diskuterats på senare tid är sukralos, klorerat socker, som nyligen är godkänt av Livsmedelsverket som livsmedelstillsats, och som redan förekommer som sötningsmedel i vissa läskedrycker och andra flytande livsmedelsprodukter. Sukralos ingår i Naturvårdsverkets screeningprojekt 2007 och resultat kan förväntas från miljöprover under 2008.

Ett annat ämnesområde som bedöms mycket viktigt men där kunskapen är begränsad är nanoteknik och miljöpåverkan från produkter framställda med hjälp av nanoteknik. Det förekommer redan nu tillsatsämnen framställda med hjälp av nanoteknik i både kosmetika och hygienprodukter men även i andra industriella och hushållsprodukter, och industrin arbetar aktivt för att tillämpa tekniken inom nya

användningsområden. Frågeställningen om nanotekniken och miljön är helt ny – eventuella effekter är nästan helt okända.

6.4 Ansvar och lagstiftning

I Sverige ansvarar Kemikalieinspektionen (KemI) för kemikaliekontrollen och är ansvarig myndighet för miljökvalitetsmålet Giftfri miljö. Undantag är kemikalier som klassas som livsmedelstillsatser där Livsmedelsverket har ansvaret, samt läkemedel, kosmetika och hygienprodukter som är Läkemedelsverkets ansvarsområde.

6.4.1 Läkemedel

Större delen av läkemedelslagstiftningen är idag reglerad på EU-nivå och därmed gemensam för hela EU. Syftet med det europeiska systemet för godkännande av läkemedel är att värna människors och djurs hälsa genom att endast tillåta försäljning av läkemedel som godkänts enligt objektiva vetenskapliga kriterier. EG-kommissionen har det övergripande ansvaret för att kontinuerligt följa utvecklingen inom området och tillämpningen av läkemedelslagstiftningen. Det administrativa ansvaret för utvärderingen av nya läkemedel ligger på European Medicines Agency (EMA) medan de nationella läkemedelsmyndigheterna ansvarar för den vetenskapliga prövningen. Ansvarig svensk myndighet är Läkemedelsverket. Läkemedelsverket har ansvar för godkännanden och kontroll av läkemedel, naturläkemedel och medicintekniska produkter. Verkets uppgift är att se till att den enskilda patienten och hälso- och sjukvården får tillgång till säkra och effektiva produkter och att dessa används ändamålsenligt och kostnadseffektivt. Myndigheten har även sedan januari 2007 ett sektorsansvar för miljömålsfrågor med anknytning till sina verksamhetsområden.

Den europeiska regleringen på läkemedelsområdet har relativt nyligen setts över. Under år 2004 antogs flera nya direktiv. I Sverige återfinns vissa av dessa bestämmelser i läkemedelslagen, vissa i förordningen och de allra flesta i Läkemedelsverkets författningssamling. I ett av 2004 års direktiv, nämligen Europaparlamentets och rådets direktiv 2004/27/EG av den 31 mars 2004 om ändring av direktiv 2001/83/EG om upprättande av gemenskapsregler för humanläkemedel, anges i ingresspunkt 18 att: "Miljöpåverkan bör studeras och särskilda bestämmelser för att minska den måste utarbetas för varje enskilt fall. Miljöpåverkan bör dock inte utgöra ett kriterium för en vägran att bevilja godkännande för utsläppande på marknaden." Läkemedelslagen har ändrats i enlighet med direktivet.

I den nya lydelsen av artikel 8.3, ändrat genom 2004/27/EG, anges att ansökan om godkännande för försäljning av ett läkemedel ska åtföljas av vissa uppgifter och viss dokumentation. Bland annat följande ska anges: "Bedömning av läkemedlets eventuella miljörisker. Denna miljöpåverkan skall studeras och särskilda åtgärder för att minska den skall tas fram i respektive fall. /.../ Skälen för eventuella försiktighets- och säkerhetsåtgärder som skall vidtas vid lagring av läkemedlet, administrering till patienter och bortskaffande av avfallsprodukter samt uppgift om potentiella miljörisker som läkemedlet kan medföra." Bestämmelserna har genomförts i

Läkemedelsverkets föreskrifter (LVFS 2006:11) om godkännande av läkemedel för försäljning m.m., se 3 kap. 1 §.

Motsvarande skrivelser finns för veterinärmedicinska läkemedel, med den skillnaden att miljöpåverkan kan utgöra ett kriterium för att inte bevilja godkännande eller registrering (se 6 b § läkemedelslagen). Miljöriskbedömning i samband med godkännande av såväl human- som veterinärläkemedel görs enligt fastställda EU-riktlinjer.

6.4.2 Kosmetika och hygienprodukter

Kosmetika och hygienprodukter regleras i ett EG-direktiv som i Sverige är implementerat i Läkemedelsverkets föreskrifter (LVFS 2007:4) om förbud och begränsningar för vissa ämnen att ingå i kosmetiska eller hygieniska produkter. Här ingår tabeller över ämnen som inte får förekomma alls eller som får ingå upp till en viss halt i kosmetika och hygienprodukter. Lagstiftningen säger också att alla ingredienser ska anges på förpackningen. I den så kallade INCI-listan kan man hitta de flesta ingredienser som får ingå i kosmetika och hygienprodukter och vilken nomenklatur som ska användas på förpackningarna.

6.4.3 Övriga ämnen/ämnesgrupper

För övriga kemikalier som berörs i denna rapport gäller Kemikalieinspektionens föreskrifter om kemiska produkter och biotekniska organismer (KIFS 1998:8, senast ändrad i KIFS 2007:6). EU:s kemikalielagstiftning Reach trädde ikraft den 1 juni 2007 och kommer successivt att ersätta svensk lagstiftning.

Reach-förordningen 1907/2006 innebär att ämnen måste registreras för att de ska få tillverkas eller få släppas ut på marknaden i gemenskapen. Registreringsplikten gäller för ämnen över ett ton per år per tillverkare eller importör och införs successivt. Radioaktiva ämnen, ämnen som är föremål för tullövervakning och icke-isolerade intermediärer undantas helt från tillämpningsområdet för Reach. I registreringsanmälan ska information om ämnets inneboende hälso- eller miljöegenskaper redovisas. Informationskraven ökar med den mängd som importeras eller tillverkas. Vissa användningar behöver inte ingå i registreringsanmälningarna. De undantagna användningarna är användning av ämnen i humanläkemedel, veterinärmedicinska läkemedel och i livsmedel och i foder. Registreringsanmälningarna ska utvärderas av den Europeiska kemikaliemyndigheten (ECHA). Tillstånd kommer att krävas för att få använda ämnen med särskilt farliga egenskaper eller för att släppa ut dem på marknaden. Tillstånd ska endast beviljas om riskerna med användningen kan kontrolleras på ett adekvat sätt eller om fördelarna med användningen överväger riskerna med densamma. Om tillstånd inte lämnas får ämnet inte användas eller släppas ut. Tillstånd kan lämnas med villkor om försiktighetsmått. Om miljömålen enligt artikel 4.1 i ramdirektivet för vatten 2000/60 inte uppnås kan ett tillstånd för ett ämne komma att omprövas (artikel 61.5). Miljömålen enligt artikel 4.1 har genomförts som miljö kvalitetsnormer för vatten enligt 5 kap. miljöbalken. Ett ämne kan dessutom förbjudas eller endast få användas under vissa villkor om det föreligger en oacceptabel hälso- eller miljörisk i samband med tillverkning, användning eller utsläppande på marknaden av ämnen och denna risk måste

hanteras på gemenskapsnivå (de bestämmelserna motsvarar dagens begränsningsdirektiv 76/768/EEG och kallas för begränsningar, se artikel 67-68). En medlemsstat kan få behålla eventuella befintliga striktare begränsningar fram till och med den 1 juni 2013 förutsatt att dessa begränsningar har anmälts i enlighet med fördraget (art. 67.2). Förfarandet för hur begränsningar införs anges i art. 69-73. Medlemsstaten kan föreslå att begränsningar ska införas enligt art. 69.4. Det bör även nämnas att leverantörer och användare ska göra bedömningar om lämpliga och nödvändiga riskhanteringsåtgärder. Det torde även vara möjligt att besluta om nationella förbud under vissa förutsättningar, se Bilaga 1 till SOU 2007:80, Reach - genomförande och sanktioner.

För att bevara incitamenten till återvinning och återanvändning av avfall finns bland annat ingen registrerings- eller tillståndsplikt för ämnen som anses vara avfall (avfall enligt definitionen i avfallsdirektivet 2006/12/EG inte anses som ett ämne, en beredning eller en vara i den mening som avses i Reach). Avfallsaspekter ska dock beaktas enligt förordningen, i synnerhet då riskbedömningar görs.

Reach innebär att kunskaperna om ämnen kommer att öka. Det gäller särskilt för ämnen som används i stora mängder eller som anses vara farliga. Ökad kunskap innebär att tillstånd kan komma att krävas för ett ämne som inte har betraktats som farligt, att villkor kan komma att ställas i samband med tillståndsprövningen och att förbud eller villkor kan komma att ställas enligt Reach (så kallade begränsningar). Kravet på att avfallsaspekter ska beaktas är också betydelsefullt.

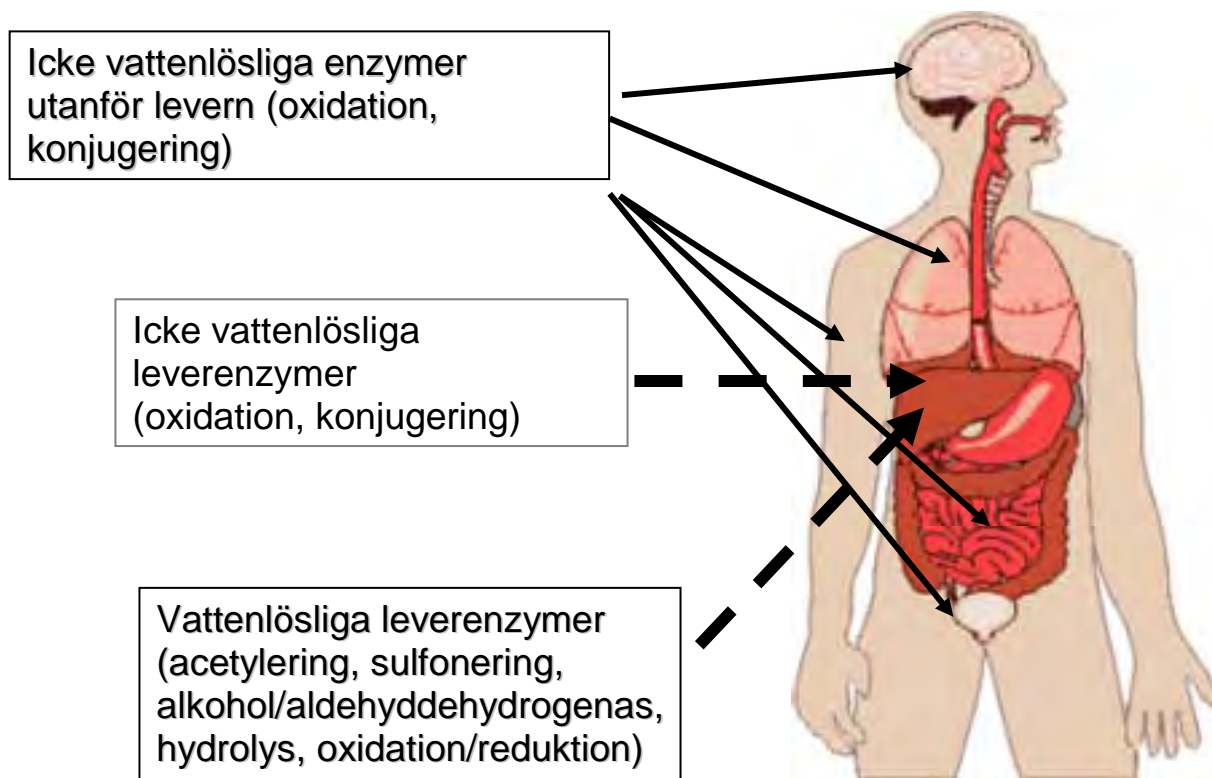
6.5 Översikt av problematiken kring läkemedelsrester

Läkemedel innehåller ämnen som i några avseenden skiljer sig markant från de flesta andra kemikalier som används i dagens samhälle och som hamnar i avloppsvatten. Med undantag av naturläkemedel framställs huvuddelen av läkemedlen på syntetisk väg för att åstadkomma tillräckligt stor biologisk effekt och för att vara tillräckligt kemiskt stabila (persistenta)

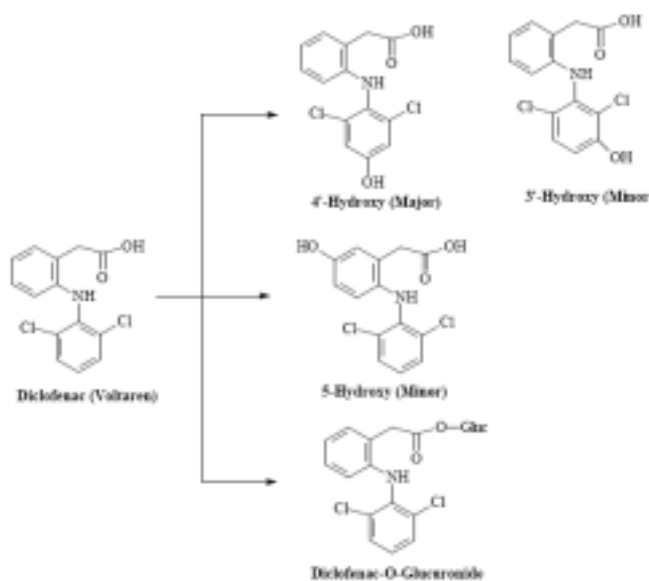
Persistensen är viktig för att läkemedel ska kunna förvaras och transporteras, och de läkemedel som administreras oralt ska stå emot nedbrytning i den sura miljön i magsäcken och ibland även kunna klara de nedbrytande mikroorganismerna i tarmfloran. När det gäller syftet med användningen, att åstadkomma en biologisk effekt, liknar läkemedel bekämpningsmedel och biocider. Skillnaden är dock att tillförseln av läkemedel till avloppsvatten eller miljön oftast sker efter att de har passerat kroppen och utsöndrats i olika former, medan biocider och bekämpningsmedel tillförs huvudsakligen i oförändrad form.

Huvuddelen av läkemedelssubstanserna har inte något näringsvärde och uppfattas av kroppen som främmande ämnen som måste avlägsnas. Vattenlösliga substanser kan utsöndras direkt i urinen. Vattenolösliga (lipofila) läkemedelssubstanser däremot omvandlas oftast först med hjälp av olika enzymer till vattenlösliga metaboliter som därefter kan utsöndras i urin eller galla. Metaboliter bildas bland annat genom oxidation, reduktion, acetylering, sulfonering och desmetylering (figur 1). Värt att nämna är en process som kallas konjugering och som innebär att en

kroppsegen molekyl (till exempel glukuronsyra) kopplas till läkemedelssubstansen, som på det viset blir mer löslig och kan utsöndras i urin eller galla. Figur 2 illustrerar bildning av konjugat (O-glukuronid) vid metabolisering av diklofenak som är en antiinflammatorisk substans (DeRuiter 2000).



Figur 1. Metabolisering av läkemedel i kroppen – principiellt schema (Markey 2006).



Figur 2. Olika metaboliter utsöndras vid intag av läkemedel. Bilden visar diklofenak som exempel (DeRuiter 2000).

Vilka metaboliter och hur stora mängder av dessa som utsöndras ur kroppen är olika för olika läkemedelssubstanser. Dokumentation om vilka huvudmetaboliter som bildas i kroppen och hur mycket av en enskild metabolit som bildas vid intag av en individuell läkemedelssubstans existerar teoretiskt sett eftersom varje läkemedelsföretag dokumenterar metabolism vid lanseringen av ett nytt läkemedel. Men praktiskt är det mycket svårt att få tag på uppgifterna, särskilt för äldre läkemedelssubstanser som har funnits länge på marknaden. Information om vilka metaboliter och vilka mängder som utsöndras med urin eller fekalier kommer dessutom från friska personer som frivilligt deltar i tester. I praktiken varierar metabolismen med patientens kön, ålder, kostvanor, rökning, alkoholintag, med mera. Metaboliter är i regel mindre biologiskt aktiva än den ursprungliga substansen. Men det finns undantag då läkemedelssubstansens omvandling i kroppen leder till bildning av metaboliter som är betydligt mer aktiva (önskad biologisk eller toxisk effekt) än den ursprungliga läkemedelssubstansen.

Grovt sett kan man säga att huvuddelen av läkemedlen och deras metaboliter tillförs avloppsvatten med urin. Kunskapen om hur metaboliter beter sig i miljön är ännu mer bristfällig än för modersubstanserna. Därför tas inte frågan om metaboliter upp i denna rapport med undantag av konjugat där avloppsreningsverken kan ha en viktig funktion. Enligt tidigare studier kan vissa konjugat (O-glukuronider) i avloppsvatten "spräckas" i avloppsreningsprocessen varvid modersubstansen återbildas, medan andra (N-glukuronider) ofta är mer stabila och går genom avloppsreningsverken i oförändrad form (Ternes med flera 1999, Möhle med flera 2001, Kozak med flera 2001).

6.5.1.1 HORMONSTÖRANDE EFFEKTER

Effekter observerade i akvatisk miljö handlar till exempel om reproduktionsstörningar såsom feminisering av hanfiskar i anslutning till utsläpp av avloppsvatten från avloppsreningsverk. Dessa effekter tillskrivs förekomsten av hormonstörande ämnen i avloppsvatten (östrogena effekter). Förutom humana östrogener (noretisteron, östradiol, östriol, progesteron med flera) som förekommer naturligt i urin (Roembke med flera 1996; Andersson med flera 2006) finns det i avloppsvatten även syntetiska hormoner och en rad andra kemikalier, bland andra ftalater, PCB, dioxiner och nonylfenol, som också är kända för att ha hormonstörande effekter på vattenlevande organismer. I samband med avloppsvatten och hormonstörande effekter nämns också fytoöstrogener (från växtriket) som bland annat förekommer i livsmedel som till exempel öl.

När det gäller läkemedel pekas etinylöstradiol (syntetiskt östrogen i bland annat p-piller) ut som en mycket potent östrogen. Etinylöstradiol utsöndras med urin huvudsakligen som konjugat (glukuronid). Behandling av avloppsvatten med aktivt slam reducerade inte halten etinylöstradiol enligt Ternes med flera (1999) vilket förklarades med att substansen återbildades genom att glukuronidkonjugatet spräcktes i processen.

6.5.2 Använda mängder av olika läkemedel

I Sverige används över tusen olika aktiva substanser i cirka 7 600 olika läkemedel. Apoteket har statistik över försålda mängder av olika preparat i kronor och i så kallade DDD, definierade dygnsdoser. DDD är den normala dosen vid läkemedlets huvudindikation. Vissa läkemedel kan sakna DDD, som till exempel salvor, infusionsvätskor och djurläkemedel. År 2004 såldes totalt cirka 5,4 miljarder DDD i Sverige. Mellan åren 1980 och 2001 ökade försäljningen med 95 procent. Cirka 90 procent av alla läkemedel används i hushållen och 10 procent på olika vårdinrättningar (Läkemedelsverket 2004, Läkemedel och miljö 2005).

Läkemedel som används inom veterinärmedicinen innehåller i stor utsträckning samma aktiva substanser som humanläkemedel (Läkemedelsverket 2004). Volymmässigt säljs veterinärläkemedel i betydligt mindre mängder än humanläkemedel. Enligt Apotekets statistik 2006 var andelen veterinärläkemedel bara 1,9 procent av den totala försäljningen i kronor räknat (Apoteket 2006).

Läkemedelssubstanser delas in i olika ATC-koder beroende på var de verkar, verknings sätt och kemisk struktur. Grupp C (hjärt-kärlmedel), grupp A (medel för matsmältning och ämnesomsättning) och grupp N (läkemedel vid sjukdomar i nervsystemet) är de största grupperna (Läkemedel och miljö 2005). Tyvärr finns ingen statistik över flöden i kilo vilket behövs om man ska kunna jämföra uppmätta halter i avloppsvatten och miljöprover med de försålda mängderna. Med hjälp av kunskap om hur mycket läkemedel som ingår i en DDD och försålt antal DDD kan mängder i kg beräknas. Ett överslag visar att i de 100 mest sålda läkemedlen används sammanlagt cirka 2 000 ton aktiva substanser. I tabell 1 redovisas några aktiva substanser i läkemedel och deras förbrukning i Sverige i kg år 2002.

Tabell 1. Förbrukning av läkemedel i Sverige år 2002 (Läkemedel och Miljö 2005).

Substans	Funktion	Mängd år 2002 (kg)
Atenolol	Hjärta och kretslopp	4 500
Dextropropoxifen	Smärtstillande	1 800
Diazepam	Lugnande medel	183
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	3 960
Etinylöstradiol	Könshormon (p-piller)	6,4
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	68 200
Ketoprofen	Antiinflammatoriskt	62 700
Noretisteron	Könshormon	50
Oxazepam	Lugnande medel	642
Oxitetracyklin	Antibiotika	293
Paracetamol	Smärtstillande	418 000
Ranitidin	Magsårsmedel	8 360
Simvastatin	Blodfettsänkare	1 430
Tetracyklin	Antibiotika	2 400
Östradiol	Könshormon	153
Östriol	Könshormon	38

6.6 Kosmetika och hygienprodukter

Kosmetika och hygienprodukter spolats ner i avloppet när vi tvättar oss eller duschar. I Läkemedelsverkets rapport Miljöpåverkan från läkemedel samt kosmetiska och hygieniska produkter (2004) framgår att omkring 40 000 ton kosmetiska och hygieniska produkter säljs på den svenska marknaden varje år, men omkring 60 procent av volymen är vatten.

Mer om kosmetika och hygienprodukter finns i avsnitt 6.

6.7 Övriga ämnen/ämnesgrupper

Tvätt- och rengöringsmedel är de största kemikaliegrupperna som tillförs avloppsnätet. I Sverige förbrukas närmare 40 000 ton tvättmedel per år; cirka 80 procent är pulvertvättmedel och cirka 20 procent är flytande tvättmedel. Det innebär att förbrukningen är ungefär 4,5 kg per person och år (KTF 2007). Tvätt- och rengöringsmedel är avsedda att hamna i avloppet när de används och är i stort sett formulerade så att de ska kunna brytas ner i avloppsreningsverken. Sedan 2005 gäller en EG-förordning som säger att tvätt- och rengöringsmedel bara får innehålla dokumenterat "lätt nedbrytbara" tensider. Men det kan finnas andra tillsatser som inte är lätt nedbrytbara.

Det finns också en mängd ämnen som tillförs avloppet oavsiktligt. Vid maskintvätt urlakas olika tillsatskemikalier i textilier, och när vi städar får vi med damm som innehåller ämnen som har emitterats från möbler, byggmaterial, vitvaror och elektronikprodukter. Santillio med flera (2001) visade till exempel i en undersökning gjord i parlamentsbyggnader i Europa att damm innehöll höga halter bromerade flamskyddsmedel (0,4–7,1 ppm PBDE, bromerade difenyletrar). Vatten från skurmaskiner som använts i verkstäder har i en studie i Stockholm visats innehålla betydande mängder tungmetaller (Lagerkvist 2004). Dagvatten, som i äldre bebyggda områden är kopplat till avloppsnätet, innehåller ämnen från trafik, däck, asfalt och olika bygg- och konstruktionsmaterial.

Mer om andra miljöstörande ämnen finns i avsnitt 7.

7 Avloppsreningsverkens funktion

Samhällets överlevnad bygger bland annat på dess förmåga att lösa sina avfalls- och avloppsfrågor. Generellt sett leder utsläpp av obehandlat avloppsvatten till vattendrag till följande problem:

- nedskräpning av recipient (lösa föremål, toalettpapper med mera)
- smittspridning
- övergödning av vattendrag
- spridning av miljöfarliga ämnen

För att undvika de här problemen har vi byggt avloppsreningsverk, som faller under miljöbalkens kapitel 9 som handlar om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd. 7 § säger: ”Avloppsvatten skall avledas och renas eller tas om hand på något annat sätt så att olägenhet för människors hälsa eller miljön inte uppkommer. För detta ändamål skall lämpliga avloppsanordningar eller andra inrättningar utföras.”

Det första avloppsreningsverket i Sverige invigdes i Skara 1897. Därefter har verken byggts ut och förfinats i takt med att reningskrav tillkommit och skärpts. I Sverige har de flesta avloppsreningsverk fosforrening och i dagsläget har cirka 90 avloppsreningsverk infört teknik för kväverening. Övriga avloppsreningsverk har i de flesta fall någon typ av biologisk rening.

Avloppsreningsverken är konstruerade för att rena avloppsvatten av ”hushållskaraktär”. I första hand avses då toalettpapper, suspenderat material (partiklar), lättnedbrytbart organiskt material, fosfor och kväve. Avloppsreningsverken tar inte bara emot det använda vattnet från hushåll utan också från olika verksamheter, och då ställs det krav på att även det avloppsvattnet ska ha ”hushållskaraktär” om det ska få släppas till det kommunala avloppsreningsverket. Anslutna industrier har ofta interna reningsverk och utjämningstankar innan avloppsvattnet släpps till avloppsnätet.

Visserligen släpps läkemedelsrester ut till avloppsreningsverken från människor som medicinerar, men verken är trots detta inte konstruerade att behandla läkemedelssubstanserna. Men reningens effektivitet – även av läkemedelsrester – varierar beroende på typen av avloppsreningsverk. Avloppsreningsverk med utbyggd kväverening har i allmänhet bäst reduktion, inte bara av kväve, utan även av andra ämnen. En viktig förklaring är den höga slamåldern.

I de flesta samhällen leds dagvattnet åtminstone delvis in i avloppsnätet. Spillvattnet från hushållen späds till 25–100 procent av dagvattnet och koncentrationerna av läkemedelsrester sjunker i motsvarande grad. Veterinärmediciner som ges till husdjur kan i vissa fall tillföras dagvatten i samband med rastning av djuren.

7.1 Vad händer i avloppsreningsverket?

Till avloppsreningsverket kommer ämnen med olika egenskaper. De kan vara lösta eller partikelbundna, vattenlösliga eller fettlösliga. Avloppsreningsverkets olika steg tar hand om ämnen på olika sätt. En del separeras bara från vattenfasen, andra bryts ned helt eller delvis. Flyktiga ämnen avgår till luften. Generellt sett försöker

man avskilja så mycket som möjligt i partikelform. Separationen sker i huvudsak gravimetriskt, med sedimentering. Försedimentering, mellansedimentering och slutsedimentering är de stora separationsstegen i ett avloppsreningsverk och det separerade materialet utgör det vi kallar slam.

Ett viktigt fysikaliskt faktum är att i stort sett inget svårnedbrytbart faktiskt försvinner i ett avloppsreningsverk. Svårnedbrytbara ämnen går till antingen atmosfären, slammet eller recipienten. De flesta tungmetaller och klassiska miljögifter som till exempel PCB adsorberas till partiklar och fördelar sig därmed till slamfasen. Endast några få procent följer med det renade avloppsvattnet ut i recipienten. När det gäller läkemedel medverkar en del substansers vattenlöslighet till att de inte fångas in i slam. Om de inte heller bryts ned kan de gå rakt igenom ett avloppsreningsverk.

Lösta ämnen reduceras i huvudsak i den biologiska reningen om de är lättnedbrytbara. Organiska ämnen som är lösta kan i vissa fall bindas till partiklar och kan då följa med slammet till rötning.

På riktigt stora avloppsreningsverk filtreras det renade avloppsvattnet genom en sandbädd innan det släpps ut i recipienten. Filtret har som viktigaste uppgift att avskilja ytterligare partiklar, och därmed partikelbundna ämnen.

Mängden flytande material, till exempel oljor och fett, är relativt liten efter passagen av gallret vid avloppsreningsverkets början. Hydrofoba ämnen, främst fett, avskiljs i vissa verk i ett fettfång. Annars ansamlas den lilla mängden fett på en liten del av försedimenteringens yta, och avlägsnas via flytslamrännor. Flytslammet leds ofta till slambehandlingen. Fetter bryts bäst ned i rötningen och ger då relativt mycket biogas.

7.1.1 Begrepp för avloppsreningsverkens rening och effektivitet

I litteraturen och i dagligt tal används en rad begrepp för att beskriva avloppsreningsverkens effektivitet. I den här rapporten använder vi begreppen på följande sätt:

Reduktion – ämnets minskning i halt från inkommande vatten till utgående vatten

Avskiljning – ämnet överförs eller återfinns i slam eller koncentrat

Nedbrytning – ämnet bryts ned till koldioxid och vatten eller omvandlas till olika metaboliter eller nedbrytningsprodukter

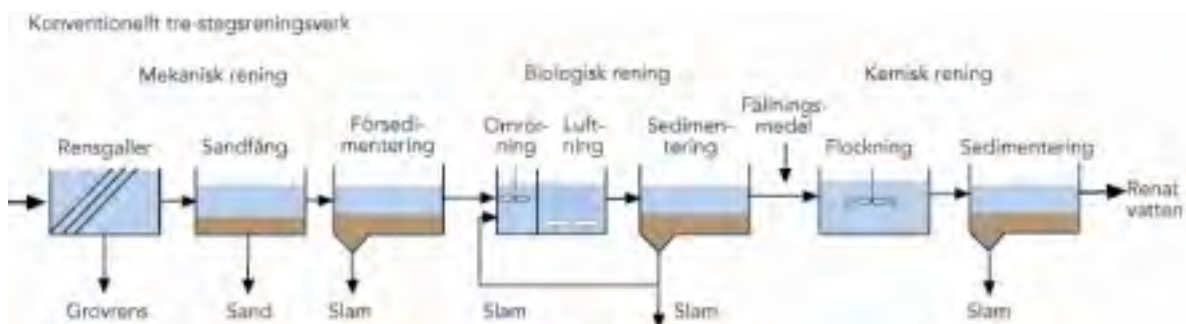
Reduktionen av ett ämne kan vara en följd av avskiljning och/eller nedbrytning.

7.2 Teknisk beskrivning av dagens avloppsreningsverk

Ett avloppsreningsverk består av två huvuddelar: en del för avloppsvatten och en del för slam. I Sverige behandlas avloppsvattnet i de allra flesta fall mekaniskt, biologiskt och kemiskt. Avloppsslammet stabiliseras i lite större avloppsreningsverk vanligen med rötning. Den totala uppehållstiden för vattnet i ett avloppsreningsverk varierar mellan 4–5 timmar för ett enkelt verk, och upp till något dygn för verk med utbyggd kväverening som kräver lång uppehållstid i det biologiska

steget. Bakterierna i aktivslamsteget har en uppehållstid på 10–25 dygn jämfört med 2–4 dygn i avloppsreningsverk utan utbyggd kväverening.

När det behandlade avloppsvattnet lämnar verket har mängden partiklar (mätt som suspenderade ämnen) minskats med upp till 99 procent. Organiskt material har i bästa fall reducerats med 99 procent. Fosforreduktionen kan uppgå till 98 procent, och av kvävet kan så mycket som 80 procent ha tagits bort om verket drivs med kväverening.



Figur 3. Avloppsreningsverk med mekanisk, biologisk och kemisk rening (Publikation U1, Avloppsteknik 1, Allmänt, Svenskt Vatten 2007). Den kemiska reningen kan utföras i försedimenteringen, i biosteget, på sandfilter eller som figuren visar i ett eget avslutande reningssteg. I avloppsreningsverk med utbyggd kväverening finns även en cirkulationsström mellan zonerna med luftning respektive omrörning i den biologiska reningen.

7.2.1 Mekanisk rening

När det inkommande vattnet når avloppsreningsverket behandlas det först mekaniskt. För att avlägsna fasta föroreningar används i tur och ordning galler, sandfång och försedimentering. De olika stegen tar bort partiklar som kan orsaka igensättningar. Försedimenteringen avskiljer också slam som ofta rötas varvid användbar biogas bildas. Den totala uppehållstiden i förbehandlingen ligger runt 2–3 timmar varefter vattnet leds vidare till det biologiska steget.

Galler består vanligen av metallstavar som sitter monterade på visst avstånd från varandra. De traditionella grovgallren har en spaltvidd på 20–30 mm och fingallren en spaltvidd på 3–10 mm. Gallren rensas automatiskt varefter rensat pressas och lagras i container i väntan på transport till deponi. Renset består framför allt av plast, papper, bindor, tops och annat skräp som inte löses upp i vatten.

Sandfången har som uppgift att avskilja grövre partiklar som sand, frön och kaffesump, men inte slam. Sandfången kan vara luftade eller oluftade. I ett luftat sandfång sker flera processer samtidigt. Tillsatta fällningskemikalier oxideras och bildar kemiska flockar för fosforavskiljning, och fett avlägsnas på sandfångets yta. Sanden som avlägsnats pumpas upp till sandtvätt och sandavvattare, varefter sanden lagras i containrar för transport till deponi.

I förluftningen bildas ibland flytslam som mest består av fett. Ett annat fenomen är att flyktiga komponenter kan drivas av i förluftningen

7.2.2 Kemisk fällning

Avloppsvattnet innehåller stora mängder fosfor som göder sjöar, vattendrag och hav om den inte tas bort. Fosforreduktionen sker med hjälp av kemisk rening. Vid kemisk fällning används framför allt salter av järn och aluminium. Vid tillsats av exempelvis järnsulfat bildas flockar av järnfosfat och järnhydroxid. Flockarna binder även en del suspenderade ämnen i avloppsvattnet. I sedimenteringsbassänger sjunker flockarna till botten och bildar slam, som pumpas till en separat slambehandling. Vid försedimentering med kemisk fällning kan över 60 procent av fosfor tas bort ur avloppsvattnet. En kemisk fällning som genomförs före biologisk behandling kallas förfällning.

Förutom förfällning förekommer också simultanfällning och efterfällning, samt i vissa fall direktfällning. Vid simultanfällning tillsätts fällningskemikalien direkt i biosteget. Vid efterfällning fälls avloppsvattnet i ett efterföljande sedimenteringssteg eller på filter. Med direktfällning sker fällning i ett fällningssteg direkt efter förbehandling av avloppsvatten. Någon biologisk rening av avloppsvattnet finns inte i ett direktfällningsverk.

7.2.3 Biologisk rening

Orenat avloppsvatten innehåller stora mängder syrekonsumerande organiskt material och kväve, som måste avlägsnas innan det renade avloppsvattnet släpps ut i recipienten.

I avloppsreningsverkets biosteg används mikroorganismer, främst olika bakterier, för biologisk rening av det förbehandlade vattnet. Av det organiska material som kommer in i avloppsreningsverket oxideras 30–40 procent till koldioxid och vatten, 40–45 procent bildar ny biomassa genom slamtillväxt och 10–25 procent är inert material som passerar opåverkat genom avloppsreningsverket och hamnar i slamfasen. I rötkammaren bryts det bildade överskottsslammet ned ytterligare.

Biologisk kvävereduktion med fördenitrifikation har införts på många avloppsreningsverk i Sverige. Kvävet omvandlas i den biologiska kvävereduktionen till kvävgas som återförs till atmosfären. Processen bygger på seriekopplade aktivslambassänger med olika syrehalter i vattnet. I de luftade bassängerna oxiderar bakterier ammoniumkväve till nitrit- och nitratkväve. I de anoxiska (syrefattiga) reducerar andra bakterier nitrit- och nitratkvävet till fri kvävgas. Processerna benämns nitrifikation respektive denitrifikation.

I biosteget sker ett antal reaktioner: fysikalisk/kemisk adsorption och absorption, kemisk fällning och inte minst biokemiska reaktioner och mikrobiella processer som tillväxt och nedbrytning. Dessa processer sker samtidigt och det är ibland svårt att avgöra vilken process som gör vad i det komplexa systemet.

De biokemiska och mikrobiella processerna är känsliga för störningar, hämningar och förgiftningar. Höga flöden i biosteget kan till och med spola ut den aktiva biomassan i så kallad slamflykt. Biosteget måste därför skyddas mot onormal påverkan som hög slam- och hydraulisk belastning, hämmande och toxiska ämnen.

Den biologiska reningen kan utföras på många sätt. Här beskrivs den kontinuerliga aktivslamprocessen, satsvis biologisk rening (SBR), membranteknik (MBR)

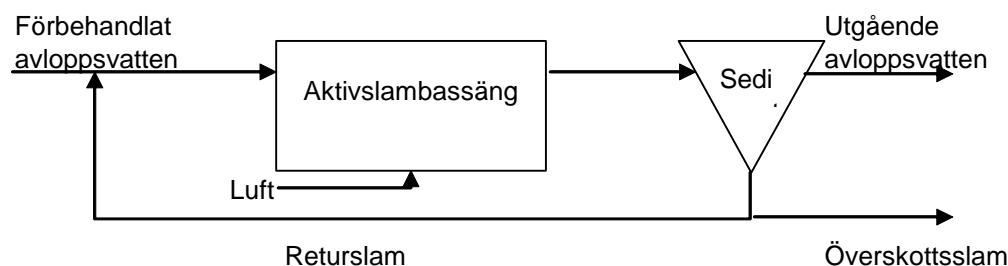
samt biofilmsprocesser. Vanligast är den kontinuerliga aktivslamprocessen. Satsvis behandling i SBR har använts under många år men i liten omfattning och då för specialprocesser. Membranreaktorer är på stark frammarsch, framförallt för att de tar mindre plats i anspråk. Biofilmsprocesser används mer och mer, speciellt på mindre avloppsreningsverk. De kan också förekomma i avloppsreningsverk med specialrening, såsom behandling av rejektvatten från avvattning av rötslam.

7.2.3.1 AKTIVSLAMPROCESSEN

I aktivslamprocessen får avloppsvattnet sitt syrebehov tillgodosett genom kontinuerlig inblåsning av luft. Aktivslamprocessen bygger på att flockar som till huvuddelen består av bakterier hålls svävande med luft. Bakterierna bryter ned det organiska materialet med hjälp av syre från den inblåsta luften varvid koldioxid och vatten bildas samtidigt som ny biomassa byggs upp. Efter passage av aktivslambassängen avskiljs slammet i den efterföljande sedimenteringsbassängen.

En stor del av slammet pumpas tillbaka till luftningsbassängens början för att upprätthålla en tillräcklig slamhalt i luftningsbassängen. Överskottsslam som består av nyuppsbyggd cellmassa, utfällda metallsalter och nedbrytningsrester tas ut ur systemet.

Reningsgraden är i allmänhet mycket hög och jämn, mellan 90 och 95 procent reduktion av organiskt material mätt som BOD₇ (biokemisk syreförbrukning under sju dygn).



Figur 4. Aktivslamprocessen i grundutförande.

7.2.3.2 SATSVIS BIOLOGISK RENING – SBR TEKNIK

SBR-tekniken innebär satsvis biologisk behandling av avloppsvatten i en reaktor. Separat sedimenteringsbassäng och returslampumpning behövs inte därför att samtliga delprocesser såsom påfyllning, behandling (nitrifikation, denitrifikation), sedimentering och dekantering sker i samma bassäng. Däremot krävs en reaktor, ofta två, med luftning, omrörning och dekanteringsutrustning. Inflödet växlas mellan reaktorerna efter ett för varje anläggning unikt schema.

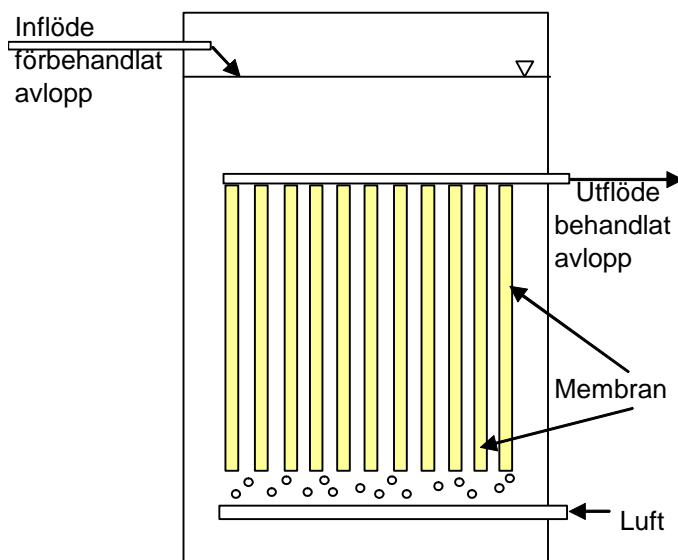
SBR-tekniken är speciellt lämplig för koncentrerade och små vattenströmmar där reningseffekten kan vara hög och volymen för utjämning och behandling kan hållas liten. Tekniken karakteriseras av att processtyrningen är enkel. SBR-teknik har provats och provas i Sverige såväl i pilotskala som i stor skala. I kommunala avloppsreningsverk är SBR-teknik vanligast för behandling av rejektvatten från rötammaren.

7.2.3.3 MEMBRANBIOREAKTORER – MBR-TEKNIK

Separationen av det aktiva slammet sker normalt i en sedimenteringsbassäng. Under de senaste tio åren har membrantechnik börjat användas mer och mer för separation av aktivt slam. Fördelen är att separationen blir bättre och att högre slamhalter kan hållas i biosteget. Reningssteget blir då mer kompakt än vid traditionell rening.

I membranbioreaktorn (MBR) separeras det aktiva slammet över ett membran där ett litet flöde av partikelfritt vatten tas ut genom membranytan. Ett mycket större flöde passerar längs ytan, utan partikelavskiljning men för renhållning av membranet. Det stora flödet skapas genom en större luftinblåsning än den normala i ett aktivslamsteg. Den stora luftmängden kräver dessvärre också mer elektrisk energi. Det finns två huvudtyper av membran: platta membran eller runda och ihålliga fibrer.

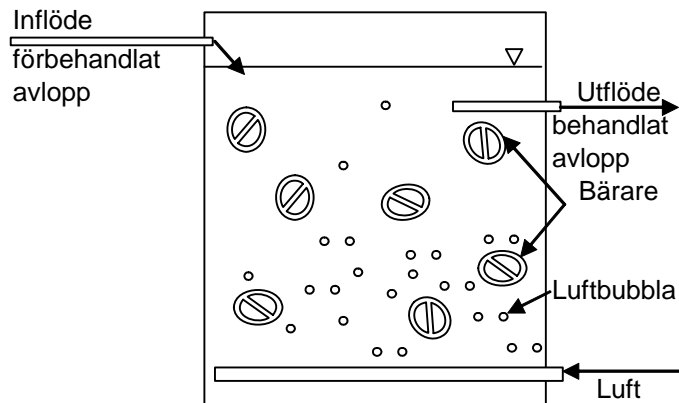
Membranbioreaktorn finns idag i fullstora verk i bland annat Tyskland och USA, dock inte i Sverige. Det största verket med MBR i drift behandlar avloppsvatten från mer än 100 000 personer.



Figur 5. Principskiss av en membranbioreaktor med dränkta membran.

7.2.3.4 BIOFILMSPROCESSER

Till skillnad mot de tre ovan beskrivna systemen är biofilmsprocesser ett system där huvuddelen av bakterierna sitter fast på en yta, ett bärmaterial. I biofilmen är mikroorganismerna bättre skyddade mot variationer i avloppsvattnet. Idag används allt mer bärare av plastmaterial som hålls svävande genom luftning eller omrörning. En viktig processparameter att bevaka är masstransporten av organiska ämnen, näringsämnen och gaser till och från biofilmen.



Figur 6. Principskiss av en biofilmsreaktor med rörligt bärrmaterial. Bärarna på bilden är opropor-tionerligt stora och få.

7.2.4 Sandfilter

Sandfilter finns på avloppsreningsverk med stränga fosforkrav. Filtren ger extra stor avskiljning av partiklar och ökad säkerhet i driften av verket. Normalt ligger halten av den utgående suspenderade substansen runt 1 mg/liter.

Den vanliga typen av nedströmsfilter avskiljer partiklar som anrikas i filterbädden. Sandbädden är vanligen 1,5 meter djup och består av några olika sand- och skiffermaterial. Normalt måste filtret spolats rent efter ett dygns drift. Vatten och ibland luft trycks då i motsatt riktning mot den normala strömningsriktningen. Spolavloppsvattnet leds till verkets inlopp.

7.2.5 Slambehandling

Målet med slambehandlingen är att ta hand om primärslam och biologiskt överskottsslam som avskiljs i avloppsvattenbehandlingen. Slambehandlingen börjar i allmänhet med att primär- och överskottsslam förtjockas genom sedimentering eller med centrifuger så att torrhalten ökar i slammet. Efter förtjockningen pumpas slammen till slamstabilisering. Det stabiliserade slammet avvattnas före borttransport.

En vanlig stabiliseringsmetod är rötning i rötkammare. Vid rötning bryts delar av det organiska materialet i slammet ner i anaerob (syrefri) miljö till metangas och koldioxid. Slammängden minskar till ungefär hälften. Temperaturen hålls vid mesofil rötning runt 35°C. En ovanligare variant är att röta slammet termofilt, vid 50–55 °C. Rötkammaren har en uppehållstid för slammet på minst 15 dygn.

Rötningen innehåller tre processer: hydrolys av organiskt material, syrabildning och metanbildning. Metanbildningen är den ömtåligaste och kräver hög temperatur. Den bildade biogasen är mycket energirik. Den består av 65–70 procent metan och resten i huvudsak koldioxid. Gasen kan användas direkt för uppvärmning och för produktion av elektrisk energi och värme, och efter rening som for-donsbränsle.

Efter rötning avvattnas det rötade slammet i centrifuger eller silbandspressar. Polymer tillsätts för att öka torrhalten i slammet vilket ger lägre transportkostnader. Slammet får inte längre deponeras, utan används idag efter uppblandning med

andra material mest för olika markarbeten och deponitäckning. Cirka 10 procent sprids på jordbruksmark. Rejektvattnet från slamavvattningen leds tillbaka in i avloppsreningsverket vid inloppet.

7.3 Avloppsreningsverken och miljömålen

Avloppsreningsverken arbetar för att uppfylla riksdagens miljömål. Det är framför allt fyra av de 16 miljömålen som är aktuella:

- **Ingen övergödning.** För avloppsreningsverken gäller det att utveckla reningsprocesser för fosfor- och kväverening och driva processerna på ett kompetent sätt.
- **Giftfri Miljö.** Här bidrar avloppsreningsverken med aktivt ”uppströmsarbete” genom samarbete med myndigheter och andra aktörer samt med information till samhälle, skola, industri och service.
- **Återföring av fosfor ur avlopp till produktiv mark** (ett delmål under huvudmålet God bebyggd miljö). Avloppsreningsverken samarbetar med marknadens aktörer när det gäller återföring av växtnäring och användning av jordprodukter. Om slam ska kunna användas på åkermark är förutsättningen att slammet innehåller så lite miljöstörande ämnen möjligt. Därför krävs ett aktivt arbete för att nå målet Giftfri miljö.
- **Begränsad klimatpåverkan.** För avloppsreningsverken gäller det att minska dagens energianvändning, utveckla en energieffektiv drift av reningsprocesserna, att ta emot organiskt avfall och att använda producerad biogas på bästa sätt.

Miljömålet ”Giftfri miljö” är mest aktuellt i samband med den här utredningen. Avloppsreningsverken arbetar aktivt med att begränsa tillförseln till avloppet av miljöfrämmande ämnen som tungmetaller och svårnedbrytbara organiska föreningar. Den största källan till sådana ämnen har tidigare varit anslutna industrier. Genom särskilda åtgärder har man lyckats att kraftigt minska utsläppen av sådana ämnen från industrin. Undersökningar genomförda vid de tre största reningsverken i Sverige – i Stockholm, Göteborg och Malmö – visar att vanligt hushållsspillvatten numera står för en stor andel av tillförseln av miljöstörande ämnen (Stockholm Vatten 1990, 1991). Ämnena härstammar från kemisk-tekniska produkter, hygienprodukter och varor som används i hushåll, på kontor, i skolor och serviceinrättningar.

8 Läkemedelsrester i miljön

I Sverige används drygt tusen olika läkemedelssubstanser. Flödet av olika läkemedelssubstanser i samhälle och miljö behöver kartläggas för att det ska gå att bedöma risker, olika möjligheter att reducera riskerna, samt avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om de läkemedelsrester som anses särskilt allvarliga ur miljösynpunkt.

Mycket av de läkemedelsrester och andra kemikalier som används i samhället hamnar i det inkommande vattnet till avloppsreningsverken. Många ämnen bryts ner, men verken är inte primärt byggda för att reducera dessa ämnen utan för att avlägsna främst partiklar, organiskt material och växtnäringsämnen. Därför hittas en del av läkemedelsrester och andra kemikalier i det vatten som går ut i naturen från avloppsreningsverken. Det som inte går rakt igenom hamnar i slam som avskiljs inom verken. Eftersom ambitionen är att slammets växtnäringsinnehåll ska återanvändas finns det risk att även de kemikalier som hamnar i slammet så småningom kommer ut i naturen.

De klassiska fettlösliga och/eller partikelbundna miljögifterna som tungmetaller, PCB och PAH hamnar till allra största delen i slammet, medan mera vattenlösliga substanser fördelar sig med större andel till vattenfasen och kan följa med det renade avloppsvattnet ut i recipienten om de inte bryts ner fullständigt i avloppsreningsverket. Att läkemedelsrester förekommer i inkommande och utgående avloppsvatten vid svenska avloppsreningsverk och även i recipienter har visats i flera undersökningar (Helmfrid 2006, Anderson med flera 2006). På Stockholms läns landstings webbplats (www.sll.se) finns en sammanställning över alla nationella data som finns publicerade från lokala undersökningar från olika landsting och reningsverk. Sammanställningen är gjord 2007.

I praktiken är det svårt att följa över tusen ämnen genom ett avloppsreningsverk. I Stockholm Vattens pågående projekt om läkemedelsrester i avloppsvatten gjordes därför en prioritering bland läkemedelssubstanserna, för att få ett representativt urval med tanke på terapeutiska funktioner och kemisk-fysikaliska egenskaper. Urvalet baserades dels på kända miljöeffekter, dels på vilka läkemedel som säljs i de största mängderna i upptagningsområdet för Stockholm Vattens avloppsreningsverk. För samtliga utvalda läkemedelssubstanser söktes miljödata, fysikalisk-kemiska data, behandlingsbarhet, analysmetoder och detektionsgränser.

På flera ställen pågår arbete med att analysera läkemedelsrester i olika vatten. Som exempel kan nämnas Region Skåne (Region Skåne 2005), Landstinget i Uppsala län (Landstinget i Uppsala län 2006) samt Landstinget i Östergötland (Landstinget i Östergötland 2006). Stockholm läns landsting har gjort en sammanställning av resultat från ovanstående och andra undersökningar från ett stort antal analyser av läkemedelsrester i olika vatten, avloppsvatten och slam i Sverige (SLL 2007). Av bilaga 1 framgår att de högsta halterna av läkemedelsrester återfinns i sjukhusavlopp. De största mängderna hittar man däremot i inloppen till avloppsreningsverken. I avloppsreningsverken minskar halterna med mellan 0 och 100 procent, beroende på substans. Minskningen av halten över verket kan bero på fullständig

biologisk nedbrytning, omvandling till olika metaboliter eller fastläggning i avloppsreningsverkets slam. Olika reningsprocesser såsom nedbrytning, omvandling och fördelning mellan olika faser diskuteras i 4.2.1 och bilaga 2 – bilaga 5.

I en del fall, till exempel för citalopram, tycks halten i utgående vatten vara större än i inkommande vatten till avloppsreningsverken. Det kan bero på att föreningarna i inloppet till stor del förekommer i konjugerad form, och alltså inte syns i analysen. I avloppsreningsverket spjälkas konjugatet, och ursprungssubstansen hittas igen i utgående vatten.

Bilaga 1 visar också att de funna halterna i olika recipienter (inte direkt kopplade till motsvarande avloppsreningsverk) är i storleksordningen 1 till 10 procent av halterna i de behandlade avloppsvattnen. När det gäller dricksvatten är det bara sju av de analyserade 32 ämnena som detekterats i något av drygt tio prover. Halterna av de återfunna ämnena är fem till tio gånger lägre än i de undersökta recipienterna.

Hur stora är då riskerna med läkemedelsrester i miljön för olika organismer? De känsligaste organismerna bör vara de som direkt lever i vattnet med rester av läkemedel under hela sin livscykel. Samtidigt har inga synliga miljöeffekter av läkemedelsrester påvisats i svenska vatten. Enligt avsnitt 3.4 har man dock för vissa ämnen i laboratorietest visat att halter i närheten av dem man har hittat i en del svenska recipienter har effekt på fisk. Det handlar inte om akuttoxiska effekter, utan till exempel om sned könsfördelning efter lång tids exponering vid låga halter.

Just den långvariga exponeringen för låga halter är svår att bedöma i miljön och även studera under kontrollerade betingelser i laboratorium. Därför använder man olika metoder för att skapa en viss säkerhetsmarginal, och baserat på det försöker man identifiera föreningar som kanske kan innebära en långsiktig risk för hälsan eller miljön. Se bilaga 6.

Vilka är då riskerna för människors hälsa? Även om man någon gång badar nära utsläppet från ett avloppsreningsverk och får en kallsup så är de mängder av läkemedelssubstanser man får i sig då så små att direkta effekter kan uteslutas. Det som möjligen kan vara en risk är om man under många år dricker vatten och äter fisk med vissa halter av en del av substanserna. Halterna i både vatten och fisk är i Sverige (ännu) så låga att man måste dricka åtskilliga tusen liter vatten eller äta många kilo fisk om dagen för att komma upp i en normal terapeutisk dos av något läkemedel. Även här kan man alltså i praktiken helt utesluta en direkt verkan.

Vad vi vet för lite om är en eventuell långsiktig påverkan av de mycket låga doserna. Att man inte sett några sådana effekter ännu är ingen garanti. Dels har inte alla ämnen varit ute i marknaden så länge, dels vet man inte vilka effekter man kan förvänta sig. Det är inte troligt att till exempel ett blodtryckssänkande medel påverkar blodtrycket i doser som är mindre än en tusendel av den terapeutiska, även om exponeringen är tjugotals år; däremot kan det tänkas ge helt andra effekter. Det är också så att människan är väldigt olika känslig i olika levnadsstadier, till exempel är känsligheten mycket större under vissa delar av fostertiden.

8.1 Olika källor till läkemedel i avloppsvatten

Läkemedel tillförs avloppsvattnet via många olika källor vilka tas upp i följande avsnitt.

8.1.1 Sjukhus och annan slutenvård

Många läkemedel används främst på sjukhus, och även de som också tas i hemmen förekommer i högre halter i de stora sjukhusens avlopp än i hushållsavloppen. Om sjukhusens avlopp släpps ut i det allmänna spillvattennätet späds de ut och blir svårare att behandla. Utspädningen till låga halter minskar nedbrytningshastigheten (Joss med flera 2006).

Höga halter av läkemedelsrester i sjukhusavloppsvatten kan också ha andra följder (Kümmerer 2001). Halterna av vissa antibiotika kan vara så höga att de direkt påverkar en eventuell biologisk rening, och risken är uppenbar för utveckling och spridning av resistens hos patogener. Vid analys av avloppsvatten från Kalmar sjukhus fann man att halterna av ett antal antibiotika varierande kraftigt över dygnet (Lindberg med flera 2004). Halterna av både ciprofloxacin och metronidazol kunde vara från <5 upp till 100 µg/liter, medan medelhalten över dygnet var 30–40 µg/liter.

Data för halter av läkemedelsrester i andra sjukhusavlopp och inlopp till kommunala avloppsreningsverk i Sverige har sammanställts (Andersson med flera 2006, SLL 2007), och *kvoterna mellan halterna* visas i tabell 2. I tabellen finns också kvoten mellan beräknade halter i avloppen från två stora sjukhus i Stockholm, och i inloppen till de avloppsverk som tar emot vatten från dem. Beräkningarna baseras på använda mängder på sjukhusen, sålda mängder i hela området och respektive vattenflöden (Ek 2006). Siffrorna i tabellen visar alltså hur mycket högre koncentrationen av de olika ämnena är i sjukhusavloppet jämfört med i inkommande vatten till avloppsreningsverken. Skillnader i kvoter för ett visst ämne beror dels på ett statistiskt litet underlag från hela landet, dels på lokala skillnader i utskrivning och användning vid sjukhusen.

Tabell 2. Mätta och beräknade kvoter mellan koncentrationer i sjukhusavlopp (Sjuk; Huddinge sjukhus, HS; Södersjukhuset, SÖS) och i samlat kommunalt avlopp till avloppsreningsverk (ARV) för ett antal läkemedelssubstanser med stor användning.

Substans	ATC-kod	Kvot för halt Sjuk/ARV hela landet, analyserat (SLL 2007)	Kvot för halt HS/ARV Beräknat (Ek 2006)	Kvot för halt SÖS/ARV Beräknat (Ek 2006)
Diazepam	N05B A01	38	11	12
Ciprofloxacin	J01M A02	18	7,9	7,5
Sulfametoxazol	J01E E01	12	50	75
Trimetoprim	J01E A01	12	11	10
Terbutalin	R03A C03	7,3	0,7	0,4
Furosemid	C03C A01	5,2	10	8,2
Dextropropoxifen	N02A C04	4,7	22	46
Diklofenak	M01A B05	3,1	7,0	9,9
Paracetamol	N02B E01	2,5	23	22

Med de flesta behandlingsmetoder för avloppsvatten är det billigare och effektivare att arbeta med låga flöden och höga halter, vilket skulle tala för behandling direkt i sjukhusavloppet. Det betyder emellertid ett extra avloppsreningsverk och ökad risk för spridning av resistens mot antibiotika (Kümmerer 2001). Viktigt är också hur stor andel av de olika substanserna man skulle komma åt genom separat behandling av sjukhusavloppen.

IVL har med hjälp av data från apoteken om försäljning via olika kanaler inom hela landstingets respektive Stockholm Vattens upptagsområde beräknat *hur stor andel* som går till slutenvården totalt, de stora sjukhusen respektive allmänheten direkt. Om vi antar att andelen av varje läkemedel som hamnar i avloppet är lika överallt får man direkt sjukhusavloppens relativa betydelse. Tabell 3 visar dels hela slutenvårdens andel av hela läkemedelsanvändningen inom Stockholms läns landsting, dels mer specifikt användningen vid Huddinge sjukhus och Södersjukhuset jämfört med det aktuella reningsverket Henriksdals hela upptagningsområde (Ek 2006). Medan tabell 2 visar den högre koncentrationen i sjukhusavloppen, visar tabell 3 alltså andelen av totalmängden läkemedelssubstanser som kommer från sjukhusen. Även om halterna i sjukhusavloppen kan vara mycket höga för vissa ämnen, så är andelen av den totala mängden som finns i dessa avlopp i regel för liten för att motivera separat behandling.

Tabell 3. Slutenvårdens andel av den totala läkemedelsförbrukningen i Stockholm.

Substans	ATC-kod	Andel (%) inom slutenvård i hela Stockholms läns landsting	Andel (%) vid HS och SÖS av hela förbrukningen i Henriksdals upptagningsområde
Sulfametoxazol	J01E E01	13	16
Ciprofloxacin	J01M A02	8,8	2,1
Ipratropium	R03B B01	7,3	4,5
Dextropropoxifen	N02A C04	6,2	8,8
Paracetamol	N02B E01	5,4	6,1
Diazepam	N05B A01	4,2	3,1
Prednisolon	H02A B06	3,9	3,6
Trimetoprim	J01E A01	3,3	2,9
Doxycyklin	J01A A02	2,8	2,1
Furosemid	C03C A01	2,7	2,5
Diklofenak	M01A B05	2,2	2,2

För både cytostatika och kontrastmedel är försäljningsstatistiken upplagd på annat sätt, och det är svårare att se fördelningen. En uppskattning för Stockholm tyder på att mellan 5 och 50 procent av den totala mängden av olika cytostatika används vid stora sjukhus (Ek 2006). För de få föreningar som har kvantifierats i sjukhusavlopp i Sverige (SLL 2007) ser man att de två cytostatika cyklofosfamid och ifosfamid finns i betydligt högre halter i sjukhusavlopp, men också att halterna varierar mycket mellan sjukhusen. Här kan det kanske vara aktuellt att behandla delströmmar från vissa sjukhus eller avdelningar med stor användning. Båda föreningarna avskiljs till cirka 50 procent i normala avloppsreningsverk.

Kontrastmedel används nästan bara på sjukhus eller större vårdenheter, men i många fall utsöndras de inte förrän i hemmet. De är generellt svåra att bryta ner biologiskt.

8.1.2 Andra källor

Som nämnts kommer de stora mängderna av läkemedelsrester från hushållens avlopp direkt till avloppsreningsverken. Lokal behandling av vatten från ett hushåll med för tillfället hög konsumtion av läkemedel är inte möjlig med dagens system. En tänkbar källa till läkemedelsrester är via veterinärmedicin. I de flesta fall kommer de stora mängderna dock direkt till recipienterna via ytvatten från fält och hamnar inte i avloppsreningsverken.

En annan möjlig källa är deponier. En liten del av oanvända läkemedel slängs fortfarande i de vanliga hushållssoporna, men bara en liten del av soporna depone-ras numera. Historiskt kan det dock finnas lite mer, och nedbrytningen i den an-aeroba miljön är antagligen liten. Över hälften av lakvattnen från kommunala de-ponier går till kommunala avloppsreningsverk, med eller utan lokal förbehandling. Å andra sidan är många substanser dåligt vattenlösliga utan den konjugering som sker i kroppen, och kommer att stanna i deponin. Även om det är en möjlig källa bedöms den som liten i förhållande till hushållens bidrag.

Givetvis kan läkemedel också släppas ut direkt från tillverkningen. Den svens-ka läkemedelsindustrin har dock i allmänhet bra kontroll av sina utsläpp och en bra rening av aktuella delströmmar. Efter lokal behandling går avloppet normalt till kommunala avloppsreningsverk, och utan en effektiv uppföljning skulle stora mängder kunna hamna både där och i den mottagande recipienten.

8.2 Analyser och uppmätta halter

Det är alltid svårt att ta representativa prover från vattenströmmar som varierar i flöde och koncentration. Det gäller i hög grad för läkemedelsrester in till avlopps-reningsverk. Dels varierar både vattenflöde och halter kraftigt över dygnet, dels innehåller vattnet mycket suspenderat material. För att göra det så bra som möjligt bör man ta flödesproportionella prover över minst ett dygn, gärna en vecka. Vid provtagning direkt till kylskåp förändras inte proverna nämnvärt. Det är dock långt ifrån alltid proverna tagits så, varken i Sverige eller internationellt. Generell ana-lysmetodik för läkemedelsrester beskrivs i Bilaga 7..

Ett kanske ännu större problem med analys av inkommande avloppsvatten är det suspenderade materialet. Det som går in till den egentliga reningen är det som passerat galler och sandfång. Här är slamhalten fortfarande hög (cirka 200 mg/liter), och de flesta analysmetoder börjar med mer eller mindre effektiv parti-kelavskiljning. Sedan görs analysen på "klarfasen". Det betyder att ämnen som är bundna till det suspenderade materialet kommer in till verket, men syns inte i ana-lysen. Det är en av orsakerna till att balanserna ibland visar att betydligt större mängder av ett ämne går ut med vattnet och avskilt slam än de som gått in i verket.

I utgående vatten från avloppsreningsverk är problemen mindre. Flödesvaria-tionen är ungefär densamma, men koncentrationsvariationer utjämnas en del i ver-

ket. Halten suspenderat material i det behandlade vattnet är också betydligt lägre (under 20 mg/liter). Slamprover från avloppsreningsverk blir ännu mer utjämnade på grund av hög slamålder i systemet. Här är svårigheten istället att få föreningarna att lossna från partiklarna i slammet före analysen, samtidigt som extraktionsmetoderna inte får vara så våldsamma att man bryter sönder föreningarna.

I recipientprover och särskilt i dricksvatten är utjämnningen mycket bra och partikelhalten normalt låg, men här är problemet att halterna oftast ligger nära analysmetodernas nedre känslighetsgräns. Man måste utgå från stora volymer vatten för att hitta något, och osäkerheten blir stor. Fiskar, särskilt stationära sådana, ger en bra bild av vilka föreningar som tagits upp under en längre tid i ett visst vatten. Återigen är det snarast metodernas känslighet som sätter gränsen.

Till de här allmänna och specifika svårigheterna kommer att de organiska analyserna vid de aktuella halterna har en egen osäkerhet som normalt ligger mellan 10 och 20 procent. Det gör tillsammans att man måste betrakta analysresultaten med kritiska ögon.

8.2.1 Utgående avloppsvatten

En mängd analyser av läkemedelsrester i avloppsvatten efter rening i avloppsreningsverk har gjorts i Sverige under senare år, och många av dem har sammanfattats av Stockholms läns landsting (SLL 2007). Bilaga 8. är baserad på den sammanställningen och tar upp 80 olika substanser.

Halterna varierar förstärkt kraftigt mellan olika substanser beroende på olika stor användning, och hur mycket de avlägsnas i avloppsreningsverk. Bilagan visar också att halterna för samma substans varierar kraftigt mellan olika avloppsreningsverk och över tiden. Det kan bero på olika lokal användning, hur reningen är uppbyggd och belastningen på avloppsreningsverket. Inverkan av olika reningsprocesser diskuteras i avsnitt 4.

I vissa fall har helt avvikande värden tagits bort i Bilaga 8.. Där det funnits minst tre värden och ett har varit mer än fem gånger högre än de andra har det höga värdet uteslutits. I något fall har två värden uteslutits eftersom de var mer än tusen gånger högre än de andra. Medelvärdet är framräknat bara utifrån rapporterade värden över kvantifieringsgränsen, och frekvensen visar hur många dessa värden var av totala mängden analyserade prover. Eftersom kvantifieringsgränsen för samma förening varierar mycket med analysmetod och typ av prov har inte mindre än - värden räknats med alls. Även om man satte dem till halva kvantifieringsgränsen skulle det i vissa fall betyda att det insatta värdet skulle vara högre än alla kvantifierade värden.

8.2.2 Avloppsslam

Man kan vänta sig att en del av de läkemedelssubstanser som når ett avloppsreningsverk på något sätt kommer att bindas till slammet, och då också finnas kvar i det överskottsslam som man tar ut vid verket. Massflödet av tolv olika antibiotika i fem olika avloppsreningsverk studerades (Lindberg med flera 2005). Särskilt fluorkinolonerna norfloxacin, ofloxacin och ciprofloxacin hamnade nästan uteslutande i slammet, medan sulfametoxazol och trimetoprim inte alls återfanns i slammet.

Den totala halten av fluorokinoloner i rötat slam från fyra avloppsreningsverk var mellan 2,6 och 11 mg/kg torrsustans (TS) med medelvärde 6,0 i tio olika mätningar, medan den var 0,7 respektive 2,0 mg/kg TS i två prover av slam från ett avloppsreningsverk som bara stabiliserat slammet aerobt.

Enligt sammanställningar av senare analyser i Sverige (Andersson med flera 2006, SLL 2007) återfinns de flesta föreningar som detekteras i inkommande vatten till avloppsreningsverk också i någon mån i reningsverksslammet (19 av 24 föreningar; SLL 2007), men halterna varierar mycket mellan olika föreningar. Medelkoncentrationerna och frekvensen av kvantifierbara halter framgår av bilaga 1.

Det är intressant att se hur stor andel av de olika substanserna som hamnar i slammet. Data är inte helt jämförbara eftersom slam- och vattenprover inte alltid tagits vid samma verk, och det saknas uppgifter om aktuell slamproduktion. Om man antar en genomsnittlig produktion av rötat slam på 0,2 kg TS/m³ behandlat avloppsvatten och jämför medelvärden för mängder i inkommande vatten med mängder i slammet ser man att för tio av de nitton funna föreningarna tycks mindre än 5 procent hamna i slammet (som modersubstans) – bilaga 9.

För etinylöstradiol, fluoxetin och sertralin tycks 100 procent hamna i slammet, eller till och med mer än så av inkommande mängder. Om det verkligen är mer än 100 procent beror det antingen på att substansen i ingående prov är åtminstone delvis konjugerad, eller att mängden i ingående prov är underskattad på grund av filtrering före analysen. Citalopram och tetracyklin återfanns till 30–50 procent i slammet, medan för övriga fyra föreningar tycks enligt den här grova jämförelsen mellan 5 och 20 procent av inkommande mängd återfinnas i slammet.

Woldegiorgis med flera (2007) har för delvis andra föreningar, och några metaboliter av dem, funnit halter i slammet enligt tabell 4. Även i det här materialet är det normalt inte samhörande värden för vatten och slam. Ett undantag är Käppalaverket där man tagit veckosamlingsprover under fyra veckor och motsvarande slamprover efter den tidsförskjutning man har i systemet. Där går det att relativt väl uppskatta hur mycket av inkommande mängd som återfinns i slammet, förutsatt att man får cirka 0,2 kg TS/m³ behandlat vatten, räknat som rötat slam.

Tabell 4. Funna halter av några substanser i rötat slam från avloppsreningsverk, och balans vid Käppalaverket (Woldegiorgis med flera 2007).

Substans	Alla data (µg/kg TS)	Käppala in till verket (ng/liter)	Käppala minskning i vattenfas (%)	Käppala slam (µg/kg TS)	Käppala slam (andel av in, %)
Dextropropoxyfen	<0,9–1	<2	-	<0,9	–
Propofol	<0,1–4,5	15–21	- 100 – 10 *	1,1–4,5	1–6
Clozapin	<0,8–68	<3	-	8,5–18	>120
Zolpidem	<0,2–3,8	<1	-	1,8–3	>60
Sertralin	1,6–310	<1	-	26–54	>1 000
Qxazepam	<1–110	210–390	5–26	<1	<0,1
Citalopram	23–210	71–80	12–19	72–130	20–34

* Ett avvikande värde borttaget.

För sertralin är det åter uppenbart dels att mycket binds till slammet, dels att föreningen antingen är i en annan form när den kommer in till avloppsreningsverk, eller att den avskilts vid filtrering av inkommande vatten före analys. Det tycks också vara så att antingen väldigt liten del eller väldigt stor del av substanserna hamnar i slammet. Ett undantag i tabell 4 är citalopram. Därför har data från Woldegiorgis med flera (2007) sammanställts för alla verk där man tagit samtidigt prov på in- och utgående vatten och rötat slam. Dessa 17 dataset, inklusive tre stycken från Käppala, har sammanställts i tabell 5.

Tabell 5. Medelvärden och spridning för halter av citalopram i vatten och slam från 17 provtagningar i 15 olika avloppsreningsverk.

	Enhet	Medelvärde	Standardavvikelse
Vatten in till avloppsreningsverk	ng/liter	80	± 35
Vatten ut från avloppsreningsverk	ng/liter	86	± 20
Minskning i avloppsreningsverk	ng/liter	- 6	± 30
Minskning i avloppsreningsverk	%	-20	± 47
Slam från avloppsreningsverk	ng/g TS	103	± 36
Beräknad mängd i slam	ng/liter	21	± 7
Andel av ingående i slam	%	29	± 14

En negativ minskning betyder en ökning av halten över verket, återigen beroende på antingen konjugerad förening in till verket eller avskiljning i filtrering före analysen. Observera också att den angivna standardavvikelsen bara är baserad på spridning i angivna analysdata från de 17 provtagningarna. Osäkerheten i själva analyserna är inte inräknad. Tabellen visar ändå att en relativt konstant andel av inkommande citalopram hamnar i slammet, cirka 30 procent.

8.2.3 Ytvatten, grundvatten och dricksvatten

Av 32 föreningar som förekom i vatten både in och ut från svenska avloppsreningsverk kunde man spåra 24 även i recipienter av olika slag (SLL 2007) – se bilaga 1.

Av föreningarna i tabell 4 (och ett antal till) återfanns endast oxazepam i en senare sammanställning av ytvatten, även nära utlopp från avloppsreningsverk (Woldegiorgis med flera 2007). Medelhalterna i prover där man hittade något var 14 ng/liter i sju av tio prover för oxazepam.

I dricksvatten i Sverige har de sökta föreningarna och en del metaboliter av dem endast funnits i några fall (SLL 2007, Woldegiorgis med flera 2007). Dessa visas dels i bilaga 1, dels i tabell 6 där bara de föreningar som man funnit i något fall finns med.

Tabell 6. Kvantifierbara halter av läkemedelsrester i dricksvatten i svenska prover.

Substans	Medelvärde för bestämda halter (ng/liter)	Andel dricksvattenprover med påvisade halter av läkemedelsrester
Citalopram	0,3	1/16
Dextropropoxyfen	0,1	3/16
Etinylöstradiol	0,4	1/19
Metoprolol	0,5	6/16
Naproxen	0,4	3/16
Oxazepam	1	3/16
Trimetoprim	0,1	1/16

Endast halten av etinylöstradiol i det enstaka provet är i närheten av dem där man kan börja befara några effekter på fisk som lever i vattnet. PNEC (Predicted No Effect Concentration, eller beräknad koncentration utan effekt) har i en undersökning bestämts till 0,02 ng/liter (Metcalf med flera 2001). Även om det kanske är ett för lågt värde på PNEC måste 0,4 ng/liter anses mycket högt. Det är dock bara ett prov av 19 analyserade.

Det kan också påpekas att den dagliga dosen av etinylöstradiol som lågdos preventivmedel ligger vid cirka 30 µg. För att få i sig motsvarande mängd krävs alltså att man dricker 75 000 liter per dag av vattnet med den förhållandevis höga halten. Det normala vattenintaget ligger på ungefär 2 liter vatten per dag. Motsvarande och oftast högre siffror gäller för att man ska få en normal dagsdos av de andra läkemedlen. Dagens halter av läkemedelsrester i dricksvatten är alltså mycket lägre än dem där man kan vänta sig negativ inverkan på människans hälsa.

8.2.4 Sediment

Föreningar som släpps ut med det renade vattnet från avloppsreningsverk är antingen verkligt lösta eller adsorberade till större eller mindre partiklar. Antingen kan partiklarna sedimentera, eller så kan en del av de lösta föreningarna på grund av laddning och löslighetsförhållanden övergå till sedimenten. Analys av sediment nära utsläppspunkten för ett större avloppsreningsverk kan alltså väntas visa förhöjda halter av vissa föreningar, jämfört med sediment som inte exponerats för avloppsreningsverk eller direkta avlopp.

Sjutton läkemedelssubstanser och sex kända metaboliter av dem analyserades i sediment från tre ”påverkade” sjöar och sex mer eller mindre påverkade lokaler i Stockholmsområdet (Woldegiorgis med flera 2007). I Lilla Öresjön, som tar emot en del enskilda avlopp, hittade man 3,3 ng flunitrazepam och 110 ng norfentanyl per gram sediment (TS). Norfentanyl är en metabolit av fentanyl.

I sedimenten kring Stockholm fann man lägre halter av flunitrazepam vid Stora Essingen (0,9 ng/g TS) och utanför Bromma avloppsreningsverk (0,6 ng/g TS) än i Lilla Öresjön. Föreningen förekom inte i mätbar halt i något av avloppsslammen. Norfentanyl fanns inte över gränsen för kvantifiering (1 ng/g TS) i något av de andra sedimenten eller slammen från avloppsverk. Det gör att man kan ifrågasätta resultatet från Lilla Öresjön, även om det faktiskt kan bero på stor användning i den kringliggande bebyggelsen och dålig reningseffekt i de enskilda avloppen.

I sedimentet utanför Bromma avloppsreningsverks utsläppspunkt (som använts sedan 1990) hittade man propofol (4,4 ng/g TS), och nära Wasamuseet sertralin (1,6 ng/g TS). Lägre halter av propofol fanns i en del avloppsslam, men ingenting i de andra sedimenten. Sertralin har en stark tendens att binda till avloppsslam (tabell 4). Att det inte återfanns i fler sediment kan tyda på att nästan allt stannar i slam i avloppsreningsverk.

Det enda ämne som fanns i de flesta av de utsläppspåverkade sedimenten var citalopram, mellan 0,8 och 1,8 ng/g TS. Det är mycket lägre halter än man hittar i avloppsslam (tabell 5), och verkar vara rimliga värden.

8.2.5 Fisk

En farhåga är att även mycket låga halter av läkemedelsrester kan bioackumuleras i fisk. Det skulle kunna dels påverka fisken och dess utveckling eller beteende, dels föras vidare till människor via maten. Därför har ett antal analyser gjorts av läkemedelsrester i fisk från svenska vatten (Andersson med flera 2006, SLL 2007, Woldegiorgis med flera 2007).

De föreningar man funnit är etinylöstradiol i lax från Östersjön, en odlad och en vildfångad. Båda hade 1 ng/g färskvikt. Däremot hittade man ingenting i en lax fångad i Nordingrå. Enligt exemplet ovan med preventivmedel innehåller alltså en dagsdos i tablettform lika mycket som 30 kg lax. En karp fångad i en damm efter ett avloppsreningsverk innehöll 16 ng/g färskvikt av östradiol.

I gädda från Motala ström hittade man inga kvantifierbara halter av de analyserade ämnena. Abborrar har testats från flera olika lokaler. Terbutalin påvisades i en halt av 15 ng/g färskvikt i en av tre testade fiskar från olika sjöar i Östergötland. I en abborre från Riddarfjärden i Stockholm hittade man 0,3 ng/g av citalopram, medan man i den studien inte hittade någon av föreningarna i övriga åtta fiskar, varken i "opåverkade" eller påverkade lokaler (Woldegiorgis med flera 2007).

8.3 Substansflödesanalyser (SFA) med hjälp av utsöndringsdata och uppmätta data

Rådata från Stockholms läns landstings sammanställning av 6 400 analysvärden för läkemedelsrester (SLL 2007) har bearbetats för den här rapporten. Bearbetningen har gett ett tämligen gott underlag för att upprätta enkla substansflöden för ett urval av substanser.

Substanserna har följts i vattnets väg genom Stockholmsområdet – genom östra Mälaren, i rå- och dricksvatten, tillförseln via försålda läkemedel, i avloppsvatten från sjukhus och hushåll, via renat avloppsvatten till recipient samt via rester i slam. I analysen ingår de tre stora vattenverken Görveln, Lovö och Norsborg samt de tre stora avloppsreningsverken Käppala, Bromma och Henriksdal.

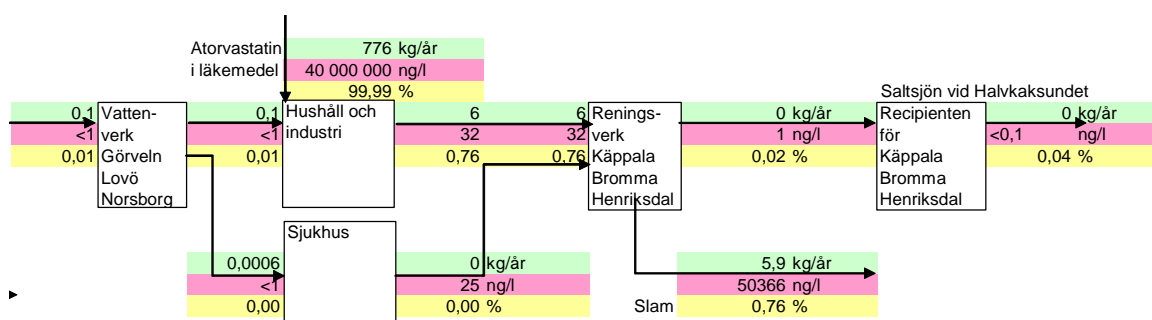
I flödesanalysen redovisas i figurerna 6–8 mängd per år (övre raden, markerad i grönt), substanshalt (mellanraden, markerad i rött) och andel av tillförd mängd per år (nedre raden, markerad i gult). Tillförseln till avloppsvatten i Stockholm sker till minst 99,99 procent via försålda läkemedel i området. Koncentrationen av läkemedlet i källflödet från hushållet (urin och fekalier) har beräknats genom att anta

att intaget av vätska är 2 liter per person och dygn för dem som använder läkemedlet. Källkoncentrationen blir då i storleksordningen upp till något gram per liter. Redan i hushållet späds källkoncentrationen ytterligare hundra gånger med övrigt förbrukat vatten i hemmet. Koncentrationen i avloppsvattnet som lämnar bostaden håller då koncentrationer i storleksordningen 10 mg/liter. I det fall koncentrationen i miljön ligger under detektionsgränsen har detektionsgränsens halva värde använts i beräkningarna.

Tre substanser valdes ut som representanter för olika läkemedelsgrupper med olika kemisk-fysikaliska egenskaper samt fördelning mellan vatten- och slamfasen.

8.3.1 Atorvastatin

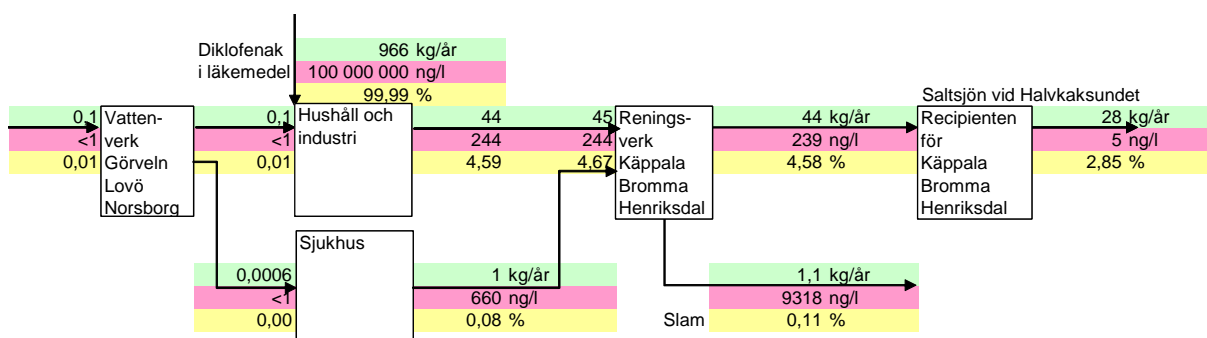
Substansen är en statin och används för att sänka kolesterolhalten i blod. I Sverige såldes lite mer än 58 miljoner dygnsdoser år 2005, vilket motsvarar drygt 4 500 kg. I Stockholmsområdet såldes samma år 776 kg. En substansflödesanalys för ämnet i Stockholmsområdet visar att den aktiva substansen lätt avskiljs i avloppsreningsverk och återfinns i mindre mängder i recipienten. Innehållet i slam är ett uppskattat värde. Rå- och dricksvatten har mycket låga halter av substansen.



Figur 7. Atorvastatin – substansflödesanalys från vattentäkt till recipient i Stockholmsområdet. Övre raden visar mängd per år, mellanraden halten av substansen och nedre raden andelen av tillförd mängd per år.

8.3.2 Diklofenak

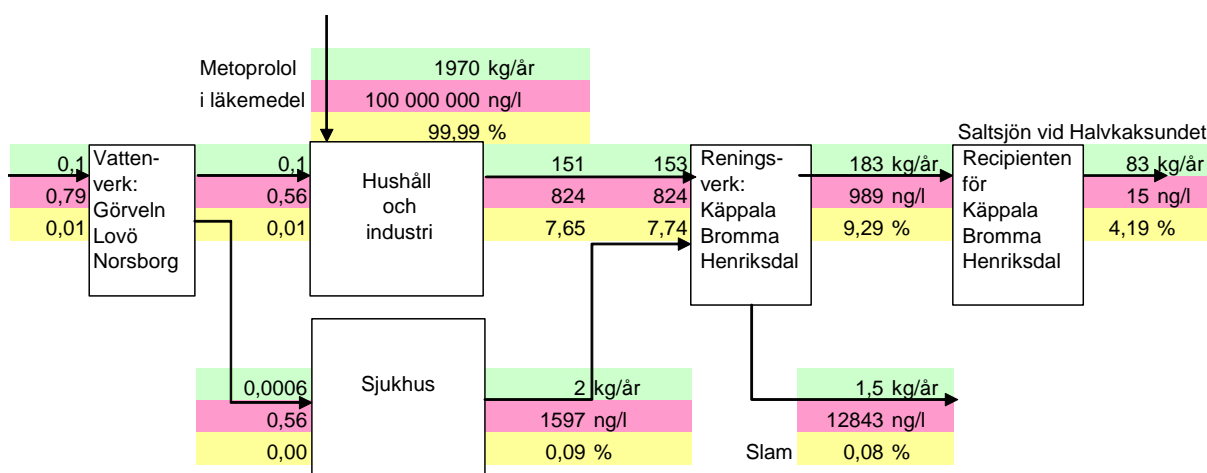
Substansen ingår i en rad produkter. Den har en antiinflammatorisk effekt och har använts i över 30 år. I Sverige såldes nästan 34 miljoner dygnsdoser år 2005, vilket motsvarar knappt 6 800 kg. I Stockholmsområdet såldes samma år 966 kg. En substansflödesanalys för ämnet i Stockholmsområdet visar att den aktiva substansen inte avskiljs nämnvärt i avloppsreningsverk och återfinns i mätbara mängder i recipienten. Innehållet i slam är relativt lågt. Rå- och dricksvatten har mycket låga halter av substansen.



Figur 8. Diclofenak – substansflödesanalys i Stockholmsområdet.

8.3.3 Metoprolol

Substansen är en betablockerare och används mot högt blodtryck och vid besvär med hjärklappning. I Sverige såldes nästan 69 miljoner dygnsdoser år 2005, vilket motsvarar 13 750 kg. I Stockholmsområdet såldes samma år 1 970 kg. En substansflödesanalys i Stockholmsområdet visar att mängden aktiv substans ökar efter passagen genom avloppsreningsverk och återfinns i relativt stora mängder i recipienten. Innehållet i slam är relativt lågt. Rå- och dricksvatten har mycket låga halter av substansen.



Figur 9. Metoprolol – substansflödesanalys i Stockholmsområdet.

De tre redovisade substansflödesanalyserna visar att behandlingsbarheten i avloppsreningsverk varierar mycket. Genomsnittliga reningsgrader för olika läkemedelsrester redovisas i bilaga 2. Slammets innehåll av läkemedelsrester redovisas i bilaga 1.

En slutsats från EU-projektet Poseidon är att försäljningssiffror för olika kemikalier och läkemedel kan användas för att skatta koncentrationen i avloppsvatten (Poseidon 2004). Värt att notera i fallet läkemedel är dock att modersubstansen inte alltid utsöndras till 100 procent ur kroppen och att de analyserade halterna i inkommande avloppsvatten därför är lägre i vissa fall.

Generellt kan sägas att halterna i dricksvatten är låga. Likaså innehåller slammet mindre mängder, möjligtvis med undantag av fluorokinoloner som är en grupp

antibiotika. I vissa fall är mängden aktiv substans större efter passage av avloppsreningsverk och återfinns i relativt stora mängder i recipienten. Orsaken till att substansen ökar är sannolikt att modersubstansen återskapas i avloppsreningsverket, från att ha förekommit i konjugerad form i kroppen. Tidigare har inte heller analysmetodiken tagit hänsyn till partikelbundna läkemedelsrester.

8.4 Kända effekter av läkemedelsrester i miljön

För att veta vilka läkemedel som är viktiga att rena bort från avloppsvatten är det avgörande att vi har kunskap om risken att olika substanser orsakar skadliga effekter på miljön. Olika läkemedel har olika potens och olika typer av effekter på olika organismer. Därför går det inte att dra slutsatser om risker för effekter enbart baserat på uppmätta koncentrationer, utan det är nödvändigt med en kombination av effektdata och kemiska data.

Att bevisa kausalitet, det vill säga att visa att ett visst ämne/miljögift med stor säkerhet ligger bakom en viss specifik miljöeffekt, är ofta mycket svårt. Dos/responsstudier i laboratoriet tillsammans med uppmätta koncentrationer i miljön måste gå hand i hand för det ska gå att etablera sådana samband. Tillsammans kan kemiska mätningar och effektstudier från djurförsök ge mycket starka indikationer på ett orsakssamband, men inte ens sådana data är tillräckliga för att bevisa att vi har miljöeffekter av ett ämne. För detta krävs ofta även fältstudier och epidemiologisk bevisföring, med mera.

Därför brukar det ofta ta många år av forskning innan man med säkerhet kan koppla en enskild kemikalie till en viss observerad effekt i miljön, och det finns många exempel på när vi efter flera årtiondens forskning fortfarande inte riktigt har orsakssambanden klara för oss. Om exponeringen i miljön är ungefär lika stor eller rent av högre än vad som krävs för att ge skadliga effekter på organismer i laboratorieexperiment kan en sådan jämförelse dock ofta vara ett fullgott skäl för att överväga eller genomföra olika typer av åtgärder.

8.4.1 Exempel på påvisade effekter

Vid en genomgång av kunskapsläget om läkemedels kända miljöeffekter är det viktigt att komma ihåg svårigheten att koppla enskilda substanser till specifika miljöeffekter. Nedan följer en genomgång av främst internationella rapporter där man kunnat påvisa effekter av läkemedel vid koncentrationer som är i närheten av eller lägre än de som har uppmäts i miljön eller i avloppsvatten. Liknande halter har dock ej uppmäts i svenska recipienter.

Majoriteten av rapporterade effekter kommer från studier på fisk, vilket inte är förvånande eftersom fiskar fysiologiskt är ganska lika människan på många sätt. Dessutom är många av mål-molekylerna (till exempel receptorer, enzymer) för olika läkemedel är ganska väl konserverade i fisk vilket ökar riskerna för att specifika effekter ska uppstå. I vissa fall finns dock mål-molekylerna ganska väl bevarade även i organismer som är mer avlägset besläktade med människan.

8.4.1.1 ÖSTROGEN

I början av 1990-talet observerade engelska sportfiskare att mörtar fångade vid avloppsreningsverk hade både testikel- och äggstocksliknande vävnad i samma individ. Det är väl känt att denna typ av missbildning, intersex, kan uppstå efter östrogenpåverkan under tidiga livsstadier hos många fiskarter. Påföljande vetenskapliga studier visade att regnbågar och karpar som hölls i burar nedströms en rad brittiska avloppsreningsverk började producera vitellogenin, ett protein vars produktion styrs av östrogen (Purdom med flera 1994). Fraktionering av kommunalt avloppsvatten och tester av fraktionerna med jästceller som försetts med en mänsklig östrogenreceptor visade att fraktioner som innehöll såväl naturligt östrogen (östradiol-17beta, östron) samt syntetiskt östrogen från p-piller (17-alfa-etinylöstradiol, EE2) var aktiva i jästtesten (Desbrow med flera 1998). Det bör påpekas att jästtesten inte speglar den verkliga potensen i fisk hos dessa steroider eftersom till exempel östradiol-17beta och EE2 är ungefär lika potenta i denna förenklade modell, medan EE2 är mycket mer potent in vivo. Man kan därför starkt ifrågasätta värdet av undersökningar som försöker använda jästtesten för att kvantitativt ranka och bedöma olika avloppsvattens östrogena potens. Men metoden har en styrka för att kvalitativt identifiera östrogena ämnen i ett avloppsvatten såsom Desbrow med flera gjorde.

Ungefär samtidigt med identifieringen av vilka östrogener som förekom i aktiva fraktioner i jästtesten, lyckades såväl brittiska (Routledge med flera 1998) som svenska (Larsson med flera 1999) forskare mäta halterna av dessa steroidöstrogener i avloppsvatten. I den svenska studien visades dessutom på en kraftig biokoncentration av östrogener i fisken (Larsson med flera 1999). Dessa studier har sedan följts av uppemot hundra vetenskapliga studier med mätningar av steroidöstrogener i ytvatten och avloppsvatten från en lång rad länder. I avloppsvatten rapporterar många av dessa studier nivåer av EE2 från strax under 0,5 ng/liter till som mest några få ng/liter. Några studier rapporterar betydligt högre nivåer, men kvaliteten i dessa mätningar kan ifrågasättas.

Från detektionsdata tillsammans med data från laboratoriestudier av olika östrogeners potens i levande fiskar kan man göra en bedömning av sannolikheten för att exponering för etinylöstradiol påverkar fisk. En rad studier visar att koncentrationer under 1 ng/liter EE2 (ned till 0,1 ng/liter) ger effekter på flera olika östrogenstyrda proteiner eller mRNA redan efter någon eller några dagars exponering, vilket tydligt visar på en farmakologisk effekt (Purdom med flera 1994, Thorpe med flera 2003, Thomas-Jones 2003, Gunnarsson med flera 2007). Andra studier visar att könsdifferentieringen (processen mot att utvecklas till hona eller hane) också påverkas vid koncentrationer under 1 ng/liter om fisken exponeras under ett visst fönster i tiden, vanligen omkring kläckningen (Örn med flera 2003, Parrot och Blunt 2005). Parrot och Blunts studie visade på en tydlig feminisering vid den lägsta testade koncentrationen (0,32 ng EE2/liter) och de fann också effekter på befruktningsgraden hos ägg vid denna koncentration. Naturliga östrogener förefaller vara åtminstone en tiopotens mindre potenta för fisk in vivo (Thorpe med flera 2003, Routledge med flera 1998, Thomas-Jones med flera 2003).

Sammantaget tyder detta på att etinylöstradiol sannolikt är den viktigaste men troligen inte den enda orsaken bakom de feminiseringseffekter som har rapporterats i fisk nedströms avloppsreningsverk i flera länder (Purdom med flera 1994, Larsson med flera 1999; Jobling med flera 2002a, 2002b och 2006). Nyligen publicerades en mycket viktig experimentell studie där man under flera års tid tillsatt EE2 till en sjö i Kanada till en koncentration kring 5ng/liter. Det ledde till att en fiskpopulation i sjön kollapsade totalt (Kidd med flera 2007). Således har EE2 potential att kraftigt påverka ekosystem i en koncentration som ligger kring de nivåer som observeras i miljön.

De specifika effekterna av etinylöstradiol som visats i fisk verkar inte finnas i kräftdjur, men däremot i snäckor vars reproduktion påverkas vid koncentrationer som är relevanta i miljön (Jobling med flera 2003). Även grodors könsutveckling förefaller vara mycket känslig för etinylöstradiol (Pettersson och Berg 2007). Dock finns det än så länge inte mycket fältdata att tillgå för grodor eller snäckor som skulle kunna bekräfta misstankarna att även dessa djurgrupper är påverkade av EE2 nedströms avloppsreningsverk.

8.4.1.2 ANTIINFLAMMATORISKA MEDEL (NSAID)

Rester av det smärtstillande och antiinflammatoriska medlet diklofenak anses på mycket goda grunder vara orsaken till en populationskollaps av den vitryggade gamen i Indien, en art som för inte länge sedan var en av de allra vanligaste rovfågarna i detta område (Oaks med flera 2004). En snabb populationsminskning av även andra gamarter på den indiska halvön har kunnat kopplas till exponering för diklofenak (Schultz med flera 2004, Reddy med flera 2006, Swan med flera 2006, Cuthbert med flera 2006 och 2007). Det kausala sambandet var, liksom i fallet med östrogen ovan, möjligt att hitta genom en tidigare känd och tämligen specifik biverkan av läkemedlet, nämligen njursvikt och påföljande gikt. Alla döda gamar som hittades uppvisade tecken på gikt, och i laborieförsök där gamar matats med kött från boskap som behandlats med diklofenak (vanligt i Indien) utvecklade fåglarna snabbt gikt och dog.

Konsekvenserna för gamarna berodde på veterinärmedicinskt olämpligt bruk av diklofenak. År 2004 kom de första rapporterna som tydde på att det också kan finnas effekter av diklofenak vid humanmedicinskt bruk (Schweiger med flera 2004, Triebskorn med flera 2004). Dessa studier rapporterar om histologiska förändringar i njurar, lever och gälar i regnbågslax som i laborieförsök exponerats för nivåer av diklofenak i samma storleksordning som de högsta nivåerna som rapporterats i kommunalt avloppsvatten (Hugget med flera 2002). Liknande resultat har senare rapporterats i laborieförsök med öring (Hoeger med flera 2005).

En annan studie har pekat ut risker för effekter av en annan NSAID (ibuprofen) i vattenlevande organismer (De Lange med flera 2006). Simaktiviteten hos märlkräftor påverkades av så låga koncentrationer som 10 ng/liter, vilket är långt under de nivåer man hittar i avloppsvatten. Helt nyligen visade en svensk studie (Brown med flera 2007) att ibuprofen under vissa omständigheter kan ha potential att biokoncentreras långt mer än vad som tidigare förväntats, vilket kanske kan vara en delförklaring till den höga potens av ibuprofen som De Lange rapporterade. En

annan färsk studie på fisk rapporterar en signifikant effekt av ibuprofen på leverstorlek vid 1 µg/liter (Flippin med flera 2007). Vid högre koncentrationer kunde man även dokumentera effekter på reproduktion och cyklooxigenasaktivitet, det enzymssystem som ibuprofen och andra NSAIDs verkar på i människa. Vid 1 µg/liter har ibuprofen även effekter på tillväxten hos vattenväxten andmat (Pomati med flera 2004).

8.4.1.3 BETABLOCKARE

För fem år sedan kom en rapport att betablockaren propranolol minskar äggproduktionen hos risfiskar (medaka) vid koncentrationer som uppmäts i avloppsvatten, 0,5 µg/liter (Huggett med flera 2002). Då propranolol är ett relativt fettlösligt läkemedel föreföll denna observation inte osannolik, men den rapporterade dosresponsen var omvänd, det vill säga störst effekt vid lägst koncentration. Dessa resultat har inte kunnat upprepas i andra laboratorier än, och i en ännu opublicerad livscykelstudie med en annan fiskart (fathead minnow) såg forskarna ingen minskad äggproduktion ens vid långt högre exponeringskoncentrationer av propranolol (Joanne Parrot, muntligen).

I en färsk tysk studie (Triebkorn med flera 2007) rapporteras att metoprolol ger upphov till olika cellförändringar i flera organ i fisk vid koncentrationer ned till 1 µg/liter (lever), vilket ligger strax under de högst uppmätta nivåerna i avloppsvatten, och tre tiopotenser under nivåerna som uppmäts i renat avloppsvatten från produktionsanläggningar (se under antibiotika nedan; Larsson med flera 2007).

FIBRATER

I en studie från 2005 påvisades att exponering av guldfiskar för gemfibrozil (en blodfettssänkare som tillhör gruppen fibrater) ger sänkta nivåer av det manliga könshormonet testosteron i fisken (Mimeault med flera 2005). Dessa effekter uppstod redan vid den lägsta testade koncentrationen (1,5 µg/liter), som ligger i nivå med de högsta rapporterade nivåerna i miljön. I Sverige är användningen av fibrater som blodfettssänkare ganska liten jämfört med många andra länder, eftersom Sverige istället har större förskrivning av statiner.

8.4.1.4 ANTIDEPRESSIVA MEDEL

I De Langes studie (2006) rapporterades även att fluoxetin (en serotoninåterupptagshämmare) påverkade simaktiviteten hos märlkräftor vid mycket låga koncentrationer (10 ng/liter), vilket är klart lägre än koncentrationer uppmätta i miljön. Att fluoxetin har specifika effekter i en lång rad organismer är känt sedan länge, men så hög känslighet har tidigare inte rapporterats. Från andra studier känner vi till exempel till att reproduktionen hos snäckor störs vid en koncentration om 3,2 µg/liter (Nentwig 2007) vilket är strax över de högsta koncentrationerna som uppmäts i miljön. Att olika SSRI-preparat sänker serotonininnivåerna i fisk är känt sedan tidigare, men den akuta toxiciteten är låg i fisk (Brooks med flera 2003). Potensen beror å andra sidan mycket av pH i vattnet (Brooks, muntligen). Beteende hos fisk påverkas av fluoxetin, med ett EC10 (förväntad respons om 10 procent av

maxresponsen) om 3,7 µg/liter (Stanley med flera 2007). Det har visats att fluoxetin biokoncentreras i fisk nedströms avloppsreningsverk (Brooks med flera 2005).

8.4.1.5 ANTIEPILEPTIKA

Triebskorn med flera (2007) påvisade även cellförändringar i flera organ i regnbåge av det antiepileptiska läkemedlet karbamazepin ned till 1 µg/liter vilket är strax under de högst uppmätta nivåerna i miljön. Njurarna var det känsligaste organet.

8.4.1.6 ANTIBIOTIKA

Antibiotika i avloppsvatten kan teoretiskt vara problematisk på minst tre sätt: 1) risken att de biologiska processerna i avloppsreningsverket påverkas (reningseffektiviteten), 2) risken att bakteriesamhällen nedströms påverkas, och 3) risken att antibiotikarester i avloppsvattnet accelererar utvecklingen av resistenta bakterier, speciellt patogener.

Det finns idag inga bevis på att de koncentrationer som förekommer i kommunalt avloppsvatten orsakar några av dessa problem. Att resistenta bakterier återfinns i vattendrag tror man snarare beror på läckage genom avloppsreningsverken av bakterier som var resistenta redan när de hamnade i toalettstolen (Klaus Kummerer, muntligen). En speciell oro med just resistensutveckling är att det är av mindre betydelse *var* resistensen uppstår, eftersom resistenta patogener som får fäste någonstans ofta kan sprida sig kring hela vår jord på relativt kort tid. Man kan därför argumentera att forskningsinsatser kring detta bör förläggas där problemen kan anses vara störst. En svensk vetenskaplig studie (Larsson med flera 2007) visade helt nyligen extremt höga utsläpp (upp till 31 mg/liter) av olika bredspektrum-antibiotika i avloppsvatten från produktionsanläggningar i Indien. Dessa nivåer överstiger med flera tiopotenser de nivåer som är toxiska för bakterier och andra mikroorganismer, och är långt högre än de högsta nivåer som har hittats nedanför kommunala avloppsreningsverk.

8.4.2 Sammanfattning

Forskningsfältet om miljöeffekter av humanmedicinska läkemedel är fortfarande ganska ungt men vår kunskap växer snabbt. Det har visats i utländska studier att etinylöstradiol påverkar fiskar nedströms många avloppsreningsverk. Under de senaste tre åren har det kommit flera studier som i laboratorieförsök finner effekter av olika läkemedel i koncentrationer kring eller lägre än de nivåer som uppmätts i miljön. Dessa resultat är i sig inte tillräckliga för att bevisa att dessa läkemedel verkligen har miljöeffekter, förutom för etinylöstradiol. Men resultaten är en tydlig varningsflagga för att flera humanläkemedel mycket väl kan ha miljöeffekter.

9 Kosmetika och hygienprodukter

Av de ämnen och ämnesgrupper i kosmetika och hygienprodukter som av Läkemedelsverket bedömdes som relevanta i miljösammanhang (Läkemedelsverket 2004) används de flesta i större utsträckning i andra kemisk-tekniska hushållsprodukter och som komponenter i industriella produkter, främst för rengöring. Framför allt gäller det några av biociderna (bronopol, resorcinol och parabener). Bidraget av dessa ämnesgrupper från kosmetika och hygienprodukter till den totala belastningen av avlopp bedöms som litet. Men ämnesgrupperna i sig är viktiga ur miljösynpunkt och förekommer i avloppsvatten. Därför behandlas här dessa ämnen och ämnesgrupper och avloppsreningsverkens möjlighet att ta hand om dem.

9.1 Produkt- och ämnesgrupper

Enligt kosmetik- och hygienbranschen indelas produkterna i olika grupper som återspeglar deras respektive användningsområde:

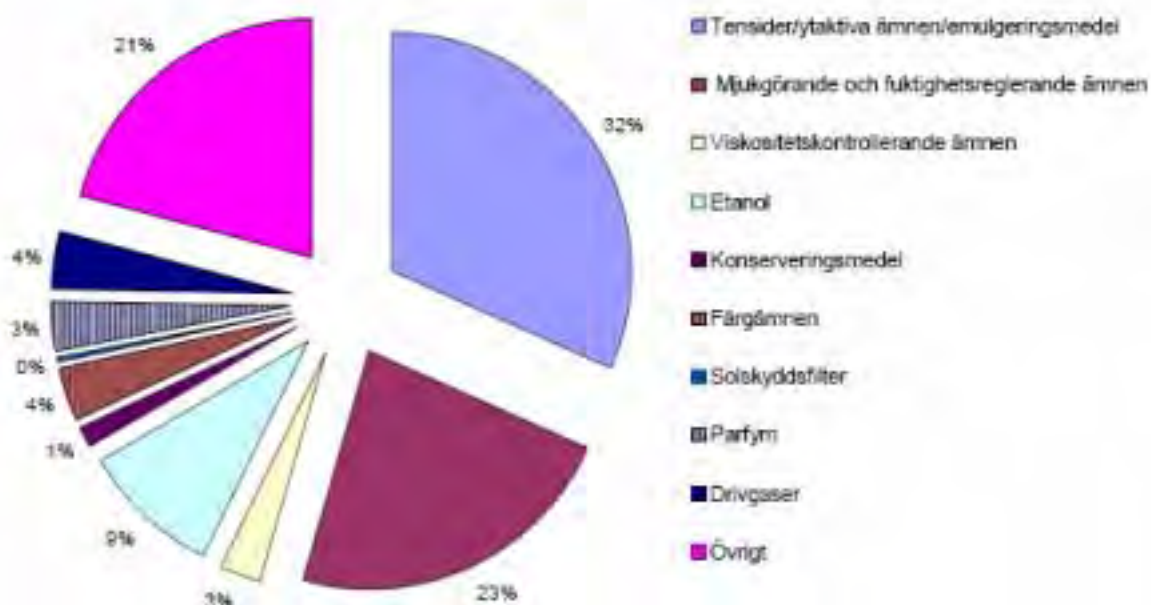
- Hygien (munvatten, tandkräm, fast och flytande tvål, ansikts- och kroppsvårdsprodukter, lotion/kräm, ansiktsvatten, brun utan sol, rak-tvål, deodoranter)
- Solvårdsprodukter
- Hårvård (schampo, balsam, styling, hårfärg, toning, blekning, permanent)
- Kosmetika (make-up)
- Dofter (parfym)

De stora produkttyper vars användning överskrider 1 000 ton/år i Sverige är tvål, schampo, tandkräm och hudvård. Hygienprodukter utgör 65–75 procent av totalvolymen och hårvårdsprodukter cirka 30 procent.

Listan på ingredienser i kosmetika och hygienprodukter är ofta lång och innehåller många funktionsgrupper. De två största funktionsgrupperna är tensider som ingår i tvål, schampo, balsam och tandkräm samt mjukgörande och fuktighetsreglerande ämnen i hudkrämer, schampo och stylingprodukter (Läkemedelsverket 2004). I figur 15 redovisas den procentuella fördelningen av olika funktionsämnen i kosmetiska och hygieniska produkter.

Här följer exempel på ämnesgrupper som kan ingå i kosmetika och hygienprodukter och som bedöms kunna innehålla ämnen som är problematiska ur miljösynpunkt:

- Ytaktiva ämnen som tensider och emulgeringsmedel
- Mjukgörande och fuktighetsreglerande ämnen (oftast vaxer, fetter och oljor)
- Konserveringsmedel och antibakteriella ämnen
- Färgämnen och andra tillsatser till hårfärgningsmedel
- Solskyddsfiler
- Parfymämnen



Figur 14. Kosmetiska och hygieniska produkter. Fördelning av torrsbstans mellan olika funktionsgrupper, i volymsprocent exklusive vatten. (Läkemedelsverket 2004)

Ytaktiva ämnen är ofta giftiga för akvatiska organismer och kan ställa till problem både i avloppsreningsverkens processer och i den yttre miljön om de inte är lätt nedbrytbara. Även om tensider är den största funktionsgruppen i kosmetika och hygienprodukter så utgör de totalt sett bara 4 procent av det totala flödet av tensider i samhället (Läkemedelsverket 2004), men till skillnad från tvätt- och rengöringsmedel finns det inget krav på att tensider ska vara lätt nedbrytbara i kosmetiska och hygieniska produkter. Tensider delas upp i fyra undergrupper beroende på laddning: anjonaktiva, katjonaktiva, nonjonaktiva och amfotära. Katjonaktiva tensider har pekats ut som miljöfarliga; de används i bland annat hårbalsam och sköljmedel för tvätt. Men på senare år har en utveckling skett mot mer lättnedbrytbara katjontensider. Läkemedelsverket valde i sin studie ut några tensider ur varje grupp som särskilt intressanta ur miljösynpunkt och gick sedan vidare med en mer fullständig miljöriskbedömning av fem stycken: natriumlauryletsulfat, natriumlaurylsulfat, kokamid DEA (kokosfettsyradietanolamid), kokamidopropylbetain, behentrimoniumklorid samt cetrimoniumklorid och cetrimoniumbromid.

Mjukgörande och fuktighetsbevarande ämnen är oftast fetter, oljor och vaxer. De har ofta naturligt ursprung och har låg akvatisk toxicitet men kan ha potential för bioackumulation. Isoparaffiner med grenade kedjor har låg nedbrytbarhet.

Konsveringsmedel motverkar tillväxt av mikroorganismer i produkterna och måste ingå i produkter som innehåller mycket vatten för att de ska kunna lagras. Antibakteriella ämnen tillsätts för att förhindra lukt, eller i tandkräm för att motverka tandlossning. Båda dessa ämnesgrupper räknas som biocider och kan störa avloppsreningsverkens biologiska processer som är beroende av mikroorganismer.

Biocider är oftast giftiga för fisk och andra akvatiska organismer om de kommer ut i recipienten. Enskilda biocider som diskuterades i Läkemedelsverkets rapport (2004) är bronopol, parabener, triklosan och zinkpyrition, men det finns en lång rad andra konserveringsmedel som är tillåtna i kosmetika och hygienprodukter.

Hårfärger och hårvårdsprodukter är produktgrupper som ofta innehåller ett mycket stort antal tillsatser. Ett exempel på en yrkesmässigt använd hårfärg innehöll 23 olika ingredienser enligt etiketten, och dessutom angavs det att produkten kunde innehålla några av ytterligare 20 namngivna ämnen (Hammarling, 2007). I en studie av 438 ingredienser i 73 frisörprodukter var 21 klassificerade eller bedömdes som miljöfarliga. Ytterligare 40 kunde misstänkas vara miljöfarliga och ett stort antal, bland annat de flesta färgämnen, kunde överhuvudtaget inte bedömas eftersom information saknades (Johansson 2002). Färgämnen är ofta aromatiska aminer eller klorföreningar och många är sannolikt både hälso- och miljöfarliga.

UV-filter är en grupp ämnen som kan misstänkas ha både hälso- och miljöstörande egenskaper. Läkemedelsverket identifierade butylmetoxydibensoylmetan som miljöfarlig, men det finns flera andra kandidater.

Liksom för färgämnen och pigment är det svårt att hitta uppgifter om parfymer och doftämnen som gör att de går att miljöbedömma. En parfym är sammansatt av en mängd olika ämnen och doftämnen och är undantagen från det krav på deklaration av alla enskilda ingredienser på förpackningarna som gäller för kosmetika och hygienprodukter. De behöver bara anges med samlingsnamnet ”parfym”. Doftämnen ingår också i de flesta tvättmedel och andra kemisk-tekniska produkter. Syntetiska myskämnena är en typ av doftämnen som omtalats eftersom de bryts ned långsamt och anrikas i levande organismer.

9.2 Exempel på ämnen

Här redovisas några exempel på ämnen som kan ingå i kosmetika och hygienprodukter och hur de beter sig i avloppsreningsverkens processer i den mån sådana uppgifter finns.

9.2.1 Ytaktiva ämnen

9.2.1.1 KOKAMIDOPROPYLBETAIN

Kokamidopropylbetain tillhör de amfotära tensiderna och används huvudsakligen i schampo, bad- och hudrengöringsprodukter. Den årliga förbrukningen ligger enligt Läkemedelsverket på cirka 200 ton i Sverige, och huvuddelen hamnar i avloppsvatten. Ämnet är klassat som miljöfarligt (KIFS 2001:3) och miljöeffekter kan inte uteslutas (Läkemedelsverket 2004).

Ämnet är lätt nedbrytbart (Läkemedelsverket 2004). Enligt Madsen med flera (2001) kan nedbrytning ske även anaerobt fast betydligt långsammare. I Läkemedelsverkets rapport (2004) dras slutsatsen att det finns risk för negativa miljöeffekter, främst i centrala delar av skärgården, men anlagring i sediment antas inte aktuellt. Det saknas data om vad som händer med kokamidopropylbetain vid rening av avloppsvatten.

9.2.1.2 POLYKVARTERNIUM-10

Polykvartenium tillhör gruppen katjoniska kopolymerer som används i hygienprodukter för hår och hud. Polykvartenium fastnar på hår och bildar en skyddande film som ger glans och antistatiska egenskaper (hårkonditionering). När det gäller hudprodukter är användningen främst för att ge matthet ("non-oily look"). Polykvartenium-10 är en polymer med varierande kedjelängd som innehåller en kvartär amin och framställs genom reaktion mellan hydroxyetylcellulosa och trimetylammoniumsubstituerad epoxid. Huvuddelen av polykvartenium hamnar i avloppsvatten. Ämnet är klassat som giftigt och svårnedbrytbart (Läkemedelsverket 2004). På grund av sin benägenhet att fastna på ytor kan man misstänka att huvuddelen av polykvartenium-10 finns i avloppsvatten som partikulärt bunden och därmed hamnar i slammet i avloppsreningsverken. Trots en relativt sett hög förbrukning (20 ton per år enligt Läkemedelsverket 2004) finns det inga data om vad som händer med polykvartenium-10 vid rening av avloppsvatten.

9.2.1.3 CETRIMONIUMSALTER

Cetyltrimetylammoniumklorid (och -bromid) används huvudsakligen i hygienprodukter för hårvård (konditionering) men förekommer också i andra hushållsprodukter, till exempel som tillsats i mjukmedel (textilier, tvätt). Vid användning för hårvård utnyttjas även antibiotiska och antisvampeffekter av cetyltrimetylammoniumsalter. (Mahmoud 2007). Läkemedelsverket (2004) bedömde att användningen av cetrimoniumsalter kan medföra en viss risk för vattenmiljön. Rapporten hänvisar dock till osäkerhet i bedömningen och till att cetrimonium bryts ned lätt. Utifrån sin relativt höga lipofilitet och den positiva laddningen kan cetrimonium i avloppsvatten och i naturliga vatten förväntas föreligga i partikelbunden form och fastna på slam vid rening av avloppsvatten. Hur väl cetrimoniumsalter bryts ned i avloppsreningsverken finns det inga uppgifter om.

När det gäller recipienter verkar katjoniska tensider snabbt koncentreras till sediment bland annat genom att bilda jonpar med anjoniska tensider ifrån avloppsvatten, men samtidigt uppvisar de mycket långsam nedbrytning (Sun med flera 2003). Det är inte känt vad som gäller specifikt för cetyltrimetylammonium.

9.2.1.4 LAURYLETERSULFAT

Natriumlauryletersulfat är en anjonisk tensid. Den betecknas också Laureth-12 och används som tensid i kosmetika och hygienprodukter och kan betecknas som högvolykmekikalie (3 127 ton årligen i Sverige enligt Läkemedelsverket 2004). Ämnet klassas inte som miljöfarligt enligt KIFS2001:3.

Lauryletersulfat koncentreras i viss mån till sediment, och nedbrytning i akvatisk miljö (recipienter) bedöms ske i vattenfasen (<http://toxnet.nlm.nih.gov/>). Lauryletersulfat har detekterats i sediment i halter upp till cirka 0,1mg/kg torrsvikt, men grovt sett understiger halten i sedimentets porvatten de nivåer som skulle kunna medföra risker för miljöeffekter (Sanderson med flera 2006). Författarna påpekar dock att riskbedömning inte är gjord för varje art i sediment. När det gäller rening understryker Läkemedelsverket i sin rapport från 2004 att "detta är ett ämne som

har stor användningsvolym och för vilket behovet av en snabb eliminering i avloppsreningsverken är viktig”. Undersökningar gjorda av Procter and Gamble i USA rapporterar hög (upp till 98 procent) reningsgrad för laurylsulfat i amerikanska avloppsreningsverk (McAvoy med flera 1998). Data för Sverige saknas.

9.2.1.5 KOKAMID DEA

Kokamid DEA (även Lauramid-DEA) är kokosfettsyradietanolamid och kan som teknisk produkt innehålla 4–33 procent dietanolamid. Kemikalien används i kosmetika i halter <0,1–50 procent; de flesta produkter innehåller dock 1–25 procent dietanolamid. Ämnet är klassat som miljöfarligt enligt KIFS 2003:1 på grund av sin höga giftighet mot vattenlevande organismer men är dock lätt nedbrytbart (Läkemedelsverket 2004). Läkemedelsverket gjorde ingen riskbedömning utan hänvisade till brist på data. När det gäller tillförseln av ämnet till avloppsreningsverk med avloppsvatten och frågan om hur bra eller dåligt avloppsreningsverk tar hand om kokamid DEA råder det brist på data, även internationellt. Inga mätningar har gjorts i Sverige.

9.2.2 Mjukgörande och fuktighetsreglerande medel

9.2.2.1 ISOPARAFFINER

Isoparaffiner är en blandning av grenade paraffiner med olika kedjelängd. De används mest i kosmetiska produkter avsedda för hudvård, där halten kan ligga på några få procent. Isoparaffiner nämndes i Läkemedelsverkets rapport (2004) men någon utvärdering av risker har inte gjorts. Miljöfarlighetsbedömning gjordes för isohexadekan, en isoparaffin med 16 kolatomer i kedjan. Låg fisktoxicitet och avsaknad av data för alger och ryggradslösa djur konstaterades. Ämnet är dock bedömt enligt KIFS 2001:3 som miljöfarligt och kan orsaka skadliga långtidseffekter i miljön. Det bör påpekas att isoparaffiner ingår även i många andra produkter än i kosmetika och hygienprodukter, till exempel i produkter avsedda för bilvård (vaxning, schampo). Det verkar troligt att tillförseln av isoparaffiner till avloppsreningsverk från bland bilvårdsprodukter är betydligt större än från kosmetika och hygienprodukter. När det gäller avloppsvatten är det troligt att isoparaffiner fastnar på slam (på grund av hög lipofilitet) snarare än går ut med renat vatten till recipient.

9.2.3 Konserveringsmedel och antibakteriella ämnen

9.2.3.1 TRIKLOSAN

Triklosan används som antibakteriellt medel framför allt i tandkräm där syftet är att motverka tandlossning, men också i andra hygienprodukter som deodoranter och flytande tvål. Det ingår också som aktiv substans i vissa textilier, till exempel träningssockor, sulor och cykelbyxor där det ska motverka uppkomst av dålig lukt.

Triklosan är klassificerat som miljöfarligt på grund av sin höga giftighet mot vattenlevande organismer. Ämnet tas upp i fisk och har återfunnits i galla från fisk fångad i närheten av avloppsreningsverk i Sverige (Naturvårdsverket 2005). I en studie av bröstmjolk och blodplasma var halterna högre hos kvinnor som använt

hygienprodukter eller tandkräm innehållande triklosan än hos dem som inte hade det (Allmyr med flera 2006).

Utgående avloppsvatten från Bromma och Henriksdal innehöll 0,084, 0,15 respektive 0,33 µg/liter i tre prover från 2000 och 2001 (Naturvårdsverket 2005). Ämnet är uppmätt i slam i en studie inom ReVAQ (www.revaq.se) av sex kommunala avloppsreningsverk i Sverige under åren 2004 till 2006 i halter mellan 0,16 och 12 mg/kg TS. Medelvärdet var 2,4 (Wahlberg 2007). I en tidigare studie i Västra Götaland innehöll slam från 19 reningsverk 0,028–6,4 mg/kg TS (Svensson 2002).

Enligt Trixie med flera (2002) sker en fotonedbrytning av triklosan i ytvatten. Den är beroende av ljusintensitet och pH-värde. Det är framför allt den dissocierade molekylen som bryts ned fotolytiskt vid relativt höga pH-värden ($pK_a=8,1$). Triklosan metyleras också varvid en mer persistent metabolit bildas, triklosan-metyl (Bester 2003).

Triklosan bryts ned till viss del i avloppsreningsverken varvid 30–50 procent hamnar i slammet och omkring 5 procent i utgående avloppsvatten. Resten omvandlas till metaboliter (Bester 2003 och Hedler med flera 2007). Enligt Produktregistret fanns 2,7 ton triklosan i produkter år 2005 och 4,9 ton år 2000 (www.kemi.se). Det kan vara en underskattning eftersom triklosan i varor som exempelvis textilier inte redovisas. Stockholm Vatten tar emot avloppsvatten från cirka 10 procent av Sveriges befolkning och om man gör approximationen att 10 procent av alla triklosaninnehållande produkter förbrukas i Stockholm, bör det inkommande vattnet till Bromma och Henriksdal år 2000 innehålla cirka 3,65 µg/liter. Om 5 procent blir kvar i utgående avloppsvatten skulle det ge 0,18 µg/liter vilket är i överensstämmelse med uppmätta halter ovan.

I en dansk rapport har riskbedömningar gjorts för både akvatisk och terrester miljö. Enligt rapporten kan triklosanhalten i recipienten utanför avloppsreningsverk med lågradig rening utgöra en risk för akvatiskt liv om utspädningen samtidigt är låg. Även slamspridning på åkermark skulle kunna skada marklevande organismer (Samsøe-Peterssen med flera 2003).

Flera studier pekar på att bakterier kan utveckla resistens mot triklosan men också att användning av triklosan kan öka risken för bakteriers resistensutveckling mot antibiotika. Den kliniska relevansen av detta är dock inte säkerställd (Edwardsson med flera 2005). EU:s vetenskapliga kommitté för konsumentprodukter är i ett uttalande av uppfattningen att det inte finns tillgängliga data som bevisar att triklosan i kosmetiska produkter kan leda till resistensutveckling. Samtidigt efterfrågas mer toxikologiska data eftersom triklosan har hittats i bröstmjölk (SCCP/1040/06).

Det norska Vitenskapsrådet för Mattrygghet (2007) gör en annan bedömning och drar slutsatsen att ett brett användningsområde för triklosan ökar risken för resistens mot viktiga antibiotika så pass mycket att det anses vara en risk för hälsan. Av den anledningen borde användningen av triklosan vara betydligt mer restriktiv (Vitenskapsrådet för Mattrygghet 2007).

Enligt Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screeningprogram 1996–2003 är det de höga halterna av triklosan i slam som är mest intressanta. Resultaten från under-

sökningen visar även att spridningen av triklosan inte är begränsad till vatten utan att ämnet också sprids via luften. Den helhetsbedömning som görs i rapporten anger att mer mätningar behövs och att det kan vara aktuellt att löpande följa halten triklosan i slam. (Naturvårdsverket 2005)

Nämnas bör också att man i en amerikansk studie (Heidler 2006) uppmärksammat ett annat ämne, triklokarban, som kan ingå i hygienprodukter och som liknar triklosan till strukturen. Utgående vatten från en aktivslamanläggning innehöll halter i samma storleksordning som de som mätts upp i Sverige för triklosan, medan halterna i rötat slam var högre, 51 mg/kg TS. Triklokarban finns dock inte med i Produktregistret i dag, och därmed bör användningen inte vara stor i Sverige än så länge.

9.2.3.2 BRONOPOL

Bronopol (2-Brom-2-nitropropan-1,3-diol) tillhör gruppen ämnen som har antibakteriella egenskaper. Hämmning av organismens ämnesomsättning via bildning av disulfidbryggor i mikroorganismernas proteiner tros vara mekanismen bakom bronopols antibakteriella verkan. Substansen är vattenlöslig och relativt stabil i rent vatten vid pH 5–8 men bryts ner vid högre pH-värden.

Som biocid har bronopol bred användning inom bland annat kosmetika- och läkemedelsindustrin samt i färg, skärvätskor och inom vattenbehandling för slembekämpning. Vanligt förekommande halter av bronopol i färdiga produkter är från 0,01 till 0,1 procent och betydligt högre, cirka 10–20 procent i slembekämpningsmedel. För vattenlevande organismer uppskattas PNEC-värdet för bronopol ligga på cirka 0,78 µg/liter (Dye med flera 2007).

Enligt den senaste statistiken för Sverige (år 2005) importerades 35 ton/år som ren bronopol och 78 ton/år bronopol i olika kemiska produkter; 20 ton/år exporterades från Sverige i olika produkter (KemI Databaser). Enligt samma källa var antal produkter som innehåller ämnet 1 280, varav 487 var konsumentprodukter. En mer detaljerad analys finns i tabell 13.

Tabell 13. Import eller tillverkning av kemiska produkter som innehåller bronopol i Sverige år 2005 (ton/år).

Produkttyp	Importeras	Tillverkas
Konserveringsmedel, biocider	64	<1
Färger	<1	11
Papperskemikalier	5	4
Limmer	3	3
Spackel, tätningsmedel, fogmassor	<1	<1
Bindemedel	1	1
Övrigt	3	<1

En storskalig användning av bronopol i så många olika produkter förväntas leda till att en inte oväsentlig del av den totala mängden bronopol skulle hamna i avloppsvatten. Å andra sidan är bronopol en biologiskt lättnedbrytbar substans som samtidigt verkar hydrolyseras snabbt i avloppsvatten och sediment. I nyligen genomförda undersökningar i nordiska länder, inklusive Sverige, låg halten bronopol i alla

analyserade prover av avloppsvatten, slam, levande organismer och så vidare under detektionsgränsen, vilket motsvarar <15 µg/kg TS slam och <0,1 µg/liter vatten (Dye med flera 2007).

9.2.3.3 PARABENER

Parabener är estrar av parahydroxybenzoesyra med metanol, etanol, propanol, butanoler och benzylalkohol. Parabener är inte flyktiga och inte vattenlösliga; däremot löser de sig lätt i organiska lösningsmedel och i oljor och fett. Förutom att de har antibakteriella egenskaper är parabener verksamma mot jäst och mögelsvamp, och sedan 1920-talet används de som konserveringsmedel i olika produkter. Halten parabener i produkter brukar ligga mellan 0,1 och 1 procent, vilket är betydligt högre än för ”nya” konserveringsmedel. Parabener är också godkända som konserveringsmedel i livsmedel.

Parabener framställs inte i Sverige utan importeras. För år 2003 var mängden 55 ton, och användningen av parabener i Sverige ökar (KemI, Databaser). Parabener används i många olika produkter (tabell 14) och år 2003 var antalet produkter som innehöll ämnet 247, varav 108 var konsumentprodukter. Enligt KemI:s Databaser tillhör kosmetiska och hygienprodukter de produktgrupper i Sverige som innehåller mest parabener.

Tabell 14. Import eller tillverkning av kemiska produkter som innehåller parabener i Sverige år 2003 (ton/år).

Produkttyp	Importeras	Tillverkas
Konserveringsmedel	6	-
Rengörings- och avfettningsmedel, övriga	3	<1
Diskmedel	0	3
Skölj-, skumdämpnings- och förtjockningsmedel	<1	<0,1
Limmer	0	<1
Veterinärmedicinska preparat	0	<1
Råvaror till kosmetik- och hygienindustrin	1	-
Poler, putsmedel	<0,1	<0,1
Färger	0	0
Bilvårdsprodukter	0	0
Övrigt	<0,1	0,1

Parabener är inte stabila föreningar. Även i produkter, särskilt i disk- och rengöringsmedel, kan de lätt hydrolyseras och på så sätt inaktiveras. För att undvika inaktivering av parabener tillsätts ofta EDTA och löslighetsförmedlande fenoxietanol. Parabener anses vara lättnedbrytbara ämnen.

Till avloppsvatten tillförs parabener dels genom de produkter som används, dels med dagvatten som ett resultat av atmosfäriskt nedfall. I en undersökning av förekomsten av parabener i kommunala avloppsreningsverk från 1999 (Paxéus 1999) har endast etylparaben detekterats i obehandlat avloppsvatten för sex avloppsreningsverk i halter <0,1 till högst 6 µg/liter. I en senare genomförd IVL-

undersökning från 2005 (ett prov) kunde metyl-, etyl-, butyl- och benzylparaben inte detekteras ($<0,04 \mu\text{g/liter}$), medan halten propylparaben var $0,72 \mu\text{g/liter}$ (Remberger med flera 2006). I behandlat avloppsvatten som släpps till recipient låg halten av propylparaben i nästan samtliga prover mellan $0,011$ och $0,066 \mu\text{g/liter}$, metylparaben ($0,010$ – $0,048 \mu\text{g/liter}$) förekom sporadiskt medan etyl- och butylparaben återfanns endast i ett prov ($0,10 \mu\text{g/liter}$).

Utifrån de data som är tillgängliga för svenska avloppsreningsverk verkar reningsgraden (reduktion av inkommande halten parabener i vatten) ligga på 70 procent och högre. Nedbrytning av parabener i aktivslamprocessen, på samma sätt som för många andra lätthydrolyserade estrar, sker mest troligt genom hydrolys varvid parahydroxybenzoesyra bildas. Parahydroxybenzoesyra är i sig också ett lättnedbrytbart ämne som dessutom förekommer naturligt i miljön. Slam från svenska avloppsreningsverk innehöll metylparaben, i genomsnitt cirka $20 \mu\text{g/kg TS}$ med den högsta uppmätta halten $60 \mu\text{g/kg TS}$ (Remberger med flera 2006). Det betyder inte nödvändigtvis att metylparaben från avloppsvatten har fastnat på slam. Den troligaste förklaringen är nog att metylparaben har bildats genom esterifiering av parahydroxybenzoesyra vid slamrötning.

9.2.3.4 ZINKPYRITION

Zinkpyrition används i hygienprodukter huvudsakligen mot mjäll i mjällschampo. I övrigt får zinkpyrition användas i vissa båtbottnfärger för yrkesbruk och som algicid i färger (husväggar). Substansen är en godkänd ingrediens av EU:s vetenskapliga kommitté för hygienprodukter (SCCP). Zinkpyrition har låg vattenlöslighet (8 ppm vid $\text{pH } 7$). Kemiskt är zinkpyrition en kelat (komplex) som inte är stabil i närvaro av andra metaller. I närvaron av koppar kan zink lätt bytas ut mot koppar med bildning av kopparpyrition som också är toxisk. Enligt en rapport från Procter and Gamble sker snabb nedbrytning av zinkpyrition i akvatisk miljö (Sabaliunas med flera 2003). Nyligen publicerades metoder för bestämning av miljörelevanta halter av zinkpyrition i naturliga vatten (Bones med flera 2006). Fotolytisk nedbrytning av zinkpyrition och identifiering av nedbrytningprodukter har rapporterats (Sakkas 2007). En omfattande riskbedömning för zinkpyrition har gjorts av Miljøstyrelsen i Danmark (Miljøstyrelsen 2000). Enligt rapporten sker en snabb omvandling av zinkpyrition i akvatisk miljö.

Den slutsats som Läkemedelverket drog i sin rapport från 2004 var att zinkpyrition från kosmetiska och hygieniska produkter som hamnar i avloppsvatten till stor del borde kunna brytas ner i själva avloppsvattnet och kvarvarande mängder i avloppsreningsverkens processer. Bedömningen bygger på extrapolering av data från ren miljö (naturligt vatten, sediment) och inte på mätdata från svenska avloppsreningsverk. Data saknas om vad som händer med zinkpyrition i svenska avloppsreningsverk, hur mycket som går ut med renat vatten, hur mycket som fastnar i slam, vad som händer vid slamrötning, och så vidare.

9.2.4 Solskyddsfiler

De kemiska ämnen som fungerar som solskyddsfiler har till uppgift att skydda från UV-ljus, både från UVA (315–400 nm) och UVB (280–315 nm). Halten skyddsfiler i enskilda solprodukter kan uppgå till 20 procent. Oorganiska partiklar som används för detta ändamål reflekterar ljuset, medan de organiska föreningar som används fungerar på sådant sätt att de först fångar upp UV-ljuset och sedan släpper det fast inom betydligt längre våglängd, det vill säga omvandlar UV-ljus till mindre farlig strålning.

Bland organiska föreningar som fungerar som solskyddsfiler nämner Läkemedelsverket endast butylmetoxydibenzoylmetan (avobenzon) som ett miljöfarligt ämne, men hänvisar samtidigt till brist på data för att göra miljöriskbedömning. De senaste forskningsrönen visar att även andra lågvolumämnena som fungerar som skyddsfiler kan vara lika viktiga ur miljösynpunkt. Undersökningar i Schweiz visade på höga halter av 3-(4-metylbenzyliden) camfer (4-MBC), oktylmetoxycinnamat (OMC), oktokrylen (OC) och oktyltriazon (OT) i slam från avloppsreningsverk, upp till 5 mg/kg torrvikt (Plagellat med flera 2006).

Dessa ämnen kommer enligt författarna inte bara från kosmetika och hygienprodukter utan också från andra källor. Bland annat nämns avdunstning ifrån plaster och läckage från byggmaterial, och emissionsmönstret påminner om mönstret för ftalater. Trots att avloppsreningsverk (Schweiz) uppvisar hög reduktion för 4-MBC och OC (90 procent eller högre) är nivåerna i utgående vatten ändå så höga att det går att detektera halterna kemiskt. Det har visat sig att vissa solskyddsfiler biokoncentreras i fisk (Buser med flera 2005), och det finns starka misstankar om endokrina effekter. När det gäller 4-MBC har en rad tillverkare ersatt detta ämne i kosmetiska produkter med ett eller fler av 25 andra ämnen som är godkända av EU. I Sverige har undersökningar gjorda vid Umeå universitet visat på förekomsten av OC i fisk i halter från 40 till 1 800 ppb. Man kan anta att svenska avloppsreningsverk skulle kunna fungera på samma sätt som i Schweiz, men data om förekomst av solskyddsfiler i svenskt avloppsvatten och reningseffekter saknas.

Det bör också nämnas att solskyddsfiler även tillförs akvatisk miljö direkt genom att sköljas av från kroppen direkt till vattnet utan att passera avloppsreningsverk.

9.2.5 Parfymämnena

9.2.5.1 SYNTETISKA MYSKER

Syntetiska mysker har bred användning som ett billigt alternativ till naturliga mysker, och ingår i en mängd konsumentprodukter inklusive kosmetika och hygienprodukter. De vanligaste myskerna är myskketon (MK), myskxylen (MX), cashmeran (DPMI), celestolid (ADBI), fantolid (AHDI), myskambrett (MA), traseolid (ATII), galaxolid (HHCB) och tonalid (AHTN).

MX, MK och MA har begränsad användning i konsumentprodukter. MA är på grund av sina fototoxiska och neurotoxiska egenskaper förbjuden att användas i kosmetika (EU Cosmetic Directive) och MX och MK är reglerade till högst 1,0

procent MX and 1,4 procent MK i parfymers (26th approximation of the Cosmetic Directive, 15 april 2002).

En undersökning i USA visade varierande halter av HHCB (<5 ng/g till 4 000 µg/g), AHTN (<5 ng/g till 451 µg/g) och HHCB-lacton (<5 ng/g till 217 µg/g) i konsumentprodukter och de allra högsta halterna fann man i parfymers, lotioner och deodoranter (Reiner och Kannan 2006). Huvudkällor för HHCB och AHTN i avloppsvatten verkar vara konsumentprodukter: schampo, deodoranter, tvättmedel och rengöringsmedel (Reiner och Kannan 2006). Massflöde av de två myskerna HHCB och AHTN samt HHCB-lacton (oxidationsprodukt av HHCB) i två avloppsreningsverk undersöktes (Reiner med flera 2007). Avloppsvattenrening med aktivslam ledde till en kraftig minskning av koncentrationerna för HHCB och AHTN, och man fann att detta skedde huvudsakligen genom sorption till slam. Koncentrationen av HHCB-lacton var dock högre i renat vatten. Utifrån resultaten beräknades en belastning på recipienten som motsvarar 288 g HHCB, 60,4 g AHTN och 158 g HHCB-lacton per 100 000 personer och dag.

Screening av de flesta mysker har genomförts i nordiska länder (Bügel Mogensen med flera 2004) och resultaten visar att anrikning av mysker till slam sker vid avloppsvattenrening. Alla slamproverna innehöll mysker, och vanligast var en blandning av sex mysker. Galaxolid (250–26 500 µg/kg torrsvikt slam) och tonalid (70–3 600 µg/kg torrsvikt slam) uppvisade de högsta halterna. Polycykliska mysker påvisades dessutom i elva av tjugo prover av blåmusslor. Celestolid var den substans som förekom både oftast och i de högsta halterna. Rapporten pekar dock på osäkerheten när det gäller blåmusslor. I rapporten dras slutsatsen att mindre belastning på miljön i nordiska länder skulle kräva:

- specifika begränsningar ifråga om myskemissioner
- utbyggnad av avloppsreningsverk för att bryta ner mysker
- övervakning av mysker i miljön och särskilt i avloppsvatten som går till recipient och i slam från avloppsreningsverk. Övervakning av mysker i vattenlevande organismer anses också vara relevant och måste i så fall fokuseras på vävnader med hög fetthalt.

Nyligen genomförda undersökningar i Sverige (Carlsson och Norrgren 2004) visar att LOEC (lowest effect concentration) för MK, MX och AHNT i fisk ligger på samma nivå som är uppmätt i renat avloppsvatten och recipienter, och författarna drar slutsatsen att dessa substanser kan ha negativa effekter på vildfisk.

Dock visar Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screeningprogram 1996-2003 att myskämnen återfinns i reningsverksslam och att högsta halterna i miljön uppträder nära källorna men att ytterligare analyser ej rekommenderas för närvarande och att dessa ämnen utgör ett mindre problem. (Naturvårdsverket 2005) En ny kartläggning pågår men är inte avrapporterad ännu.

9.3 Sammanfattning

När det gäller behandlingsbarhet i avloppsreningsverk är kosmetika och hygienprodukter en heterogen grupp. Därför är det svårt att dra någon generell slutsats. Vi har förhållandevis lite kunskap om många tillsatser och dålig kunskap om deras nedbrytbarhet i avloppsreningsverken. Ett problem är att det inte finns miljökrav vid bedömning av den här typen av ämnen, utan bara krav på hälsoaspekter.

Många av de ämnen som ingår i kosmetika och hygienprodukter är organiska föreningar och följer därmed mönstret för övriga organiska föreningar, det vill säga de bryts ner eller avskiljs till viss del i avloppsreningsverk. De föreningar som bryts ner utgör inget större problem. Bland de ämnen som bryts ner finns zinkpyrition, kokamidopropylbetain, lauryletsulfat, bronopol och kokamid DEA.

Polykvaternium-10 och cetrimoniumsalter avskiljs till slammet, och därefter har vi ingen kunskap om vad som händer med dem. Isoparaffiner avskiljs också till slam; de är inte toxiska och bör inte utgöra något problem. Triklosan avskiljs huvudsakligen till slam, men finns även i utgående vatten. Ämnet kan vara ett problem i utgående vatten eftersom det är mycket giftigt för fisk. Huruvida det finns risk för resistensutveckling mot triklosan eller mot antibiotika vid användning av triklosan är inte klarlagt fullt ut.

Solskyddsfiler kan innebära problem eftersom de inte bryts ner. De är stabila i miljön och bioackumulerande. Ämnena avskiljs till största delen till slam. Bara små mängder finns i utgående vatten, men det är tillräckligt för att det ska kunna bli problem för fiskar; man misstänker endokrina effekter. Här behövs mer kunskap om vad som händer i svenska avloppsreningsverk.

Parfymämnen kan innebära problem, i synnerhet mysker. De avskiljs till slam, och finns i viss mån också i utgående vatten, i tillräcklig mängd för att kunna utgöra problem för fiskar.

Ämnen från kosmetika och hygienprodukter som avskiljs till slam är svåra att behandla eftersom de normalt inte bryts ner vid anaerob behandling (rötning). De ämnen som idag går ut i vattenfasen kan troligen behandlas med de kompletterande metoder som fungerar för läkemedel enligt avsnitt 11.3.

10 Övriga ämnen/ämnesgrupper

Här ges några exempel på andra miljöstörande ämnen. Urvalet bygger på 1) att ämnena används storskaligt och/eller är giftiga för miljön, 2) att de klassificeras som prioriterade ämnen i ramvattendirektivet, 3) att de uppmärksammas i andra sammanhang, till exempel i internationella konventioner, eller 4) att nya forskningsrön visar att förekommer i avloppsvatten eller i naturen.

På motsvarande sätt som många av de ämnen som nämns i avsnitt 6 ingår även i andra kemikalier än kosmetiska och hygieniska produkter, så finns i detta avsnitt flera ämnen som kan ingå i kosmetiska och hygieniska produkter, till exempel EDTA, ftalater och siloxaner. Vi har ändå valt att behandla dem under denna rubrik.

10.1 Exempel på ämnen

10.1.1.1 SILVER OCH KADMIUM

De stora källorna till silver i avloppsvatten har tidigare varit fotolaboratorier och röntgenframkallning. I takt med utvecklingen mot digitalfoto och digitalröntgen har silverhalterna i slam mer än halverats de senaste fem åren. Men på senare tid har en rad nya produkter som innehåller silver dykt upp på marknaden. Silver har här en antibakteriell funktion. Vissa tvättmaskiner avger silver för att hålla tvätten extra fräsch, kylskåp har ofta silver inbyggt i plasten, plåster och förband med silver ska motverka infektioner, textilier med silvertrådar sägs hindra uppkomst av svettlukt, och så vidare. Bromma avloppsreningsverk kan tjäna som exempel på fördelningen av olika silverkällor i inkommande avloppsvatten (figur 15). Fördelningen ser tro- ligen olika ut för olika avloppsreningsverk beroende på vilka punktkällor som finns.



Figur 15. Beräknade och uppmätta källor till silver i inkommande avloppsvatten till Bromma avloppsreningsverk i Stockholm

Kadmium har tidigare främst använts industriellt. Metallen är förbjuden för ytbehandling, som stabilisator och som färgämne sedan 1982 (SFS 1998:944), men kadmium som pigment i konstnärsfärger är undantaget från förbudet. Användning av kadmium i batterier och legeringar omfattas inte av förbudet. Idag är källorna till avloppsvatten mer spridda och diffusa. Enligt Stockholm Vattens beräkningar av inkommande kadmiummängder till Bromma avloppsreningsverk står hushållens andel för mer än hälften, där den största kända enskilda källan är maten vi äter (figur 16). Konstnärsfärger kan utgöra ett betydande inslag i den okända delen av hushållens bidrag. En del kadmium kommer också från biltvättanläggningar och dagvatten.

Silver och kadmium är dokumenterat giftiga mot bakterier, alger, kräftdjur och andra ryggradslösa djur. Tester utförda vid Stockholms universitet, ITM, visar till exempel att den akuttoxiska (letala) nivån för silver i vatten ligger så lågt som 3–5 µg/liter för planktonalgen *Pseudokirchneriella subcapitata* och i intervallet 50–100 µg/liter för kräftdjuren *Nitocra spinipes* och *Acartia tonsa*. Båda metallerna har stark benägenheten att binda till partiklar. Trots detta är bioackumulationsfaktorn för silver i mygglarver hög ($Ag_{biota}/Ag_{vatten} = 400\,000$) och relativt hög även i vandarmussla (50 000) och vattengråsugga (200 000). Detta visar att trots silverjonernas benägenhet att komplexbindas och adsorberas till partiklar finns en relativt hög biotillgänglighet i vattenmiljön (Borg 2006).



Figur 16. Beräknade och uppmätta källor till kadmium i inkommande avloppsvatten till Bromma avloppsreningsverk i Stockholm. Alla prickade tårtbitar utgör tillsammans hushållsspillvatten.

Kadmium påverkar njurarna hos människa och kan leda till benskörhet, framför allt hos äldre kvinnor. Det finns också risk för cancer, eftersom vissa former av kadmium är genotoxiska (Kemikalieinspektionen 2005).

Kadmium tas upp av växter och finns i spannmål, grönsaker och rotfrukter. Trots att olika åtgärder har minskat tillförseln av kadmium till åkermarken ligger nuvarande intag av kadmium via föda i nivå med de mängder som ger negativa effekter på njurar och skelett. Det finns emellertid inga tecken på att kadmiumhalterna i livsmedel eller i svenska grödor ökar (Kemikalieinspektionen 2007a).

I Stockholms avloppsreningsverk hamnar cirka 90 procent av inkommande silver och kadmium i slammet. Hur fördelningen mellan vatten och slam ser ut i ett avloppsreningsverk beror främst på hur mycket partiklar som avskiljs. Om slam sprids på åkermark är silver ett av de grundämnena vars halt snabbast når upp till dubbel koncentration i åkerjorden, enligt en undersökning från 2000 (Eriksson 2001). Om ett viktat medelvärde på silverhalten i slam användes fördubblades koncentrationen i jorden på 41 år räknat på en giva av 0,7 ton/hektar. För kadmium var motsvarande siffra 480 år. Skillnaderna var dock stora mellan olika avloppsreningsverk, och eftersom metallhalterna minskat sedan dess så tar det numera betydligt längre tid innan halterna i åkerjord fördubblas.

Kadmium är reglerat som ett prioriterat ämne i Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (Ramdirektivet för vatten 2000/60/EG). Högsta tillåtna värden i recipienten är 0,08-0,25 µg/l som årsmedelvärde och 0,45-1,5 µg/l som momentant maxvärde. Dessa värden ska underskridas i alla europeiska recipienter senast år 2015.

Metaller är grundämnen och det är endast genom att begränsa de inkommande mängderna, det vill säga att arbeta med källkontroll uppströms som halterna i avloppsvatten och slam kan minska.

10.1.1.2 PERFLUORERADE ÄMNEN

Perfluorerade ämnen används i impregneringsmedel för att bilda vatten-, fett- och smutsavvisande ytor på till exempel textilier och papper. De används också i bland annat golvpolish och brandsläckningsskum eftersom det lätt bildar tunna ytfilmer.

Perfluorerade ämnen är mycket stabila och finns vitt spridda i miljön. En del bryts ned långsamt eller inte alls medan andra omvandlas till bland annat perfluoroktansulfonat (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA). PFOS är ett så kallat PBT-ämne (PBT = persistent, bioackumulerande, toxisk). Det bryts inte ned i naturen, är kroniskt giftigt, reproduktionsstörande och giftigt för vattenlevande organismer. Det finns indikationer på att halterna bland annat i Arktis stiger snabbt.

Användningen av ämnen som kan brytas ned till PFOS har minskat under senare år men till stor del ersatts med andra perfluorerade ämnen. En del av dessa, till exempel fluortelomerer, kan brytas ned till PFOA. PFOA:s egenskaper är ännu inte fullt utredda, men utöver att det är svårnedbrytbart i naturen är det sannolikt reproduktionsstörande och kan vara cancerframkallande.

Regleringar av perfluorerade ämnen är på gång på flera håll i världen och utfasning av flera av dessa ämnen kan komma inom några år. Inom EU har man beslutat att begränsa användningen av PFOS (direktiv 2006/122/EG; Kemikalieinspektionen 2007b).

I flera undersökningar inom Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram (Naturvårdsverket 2005) har slam och avloppsvatten från svenska avloppsreningsverk analyserats. Av ett femtontal analyserade perfluorerade ämnen i slamprover återfanns PFOS i de högsta halterna, men koncentrationen varierar mycket mellan olika reningsverk. Uppmätta halter låg mellan något ng/kg TS upp till 60–70 ng/kg TS. PFOA-halterna var i allmänhet lägre, men undantag fanns beroende på lokala källor i form av till exempel textilindustri. Ytterligare två perfluorerade föreningar, PFOSA (perfluoroktansulfonamid) och PFDS (perfluordekansulfonat) påvisades tämligen allmänt i slam, men i lägre halter. Även andra perfluorerade föreningar återfanns, men mer sporadiskt. (Haglund 2007, Woldegiorgis med flera 2006). Även i utgående avloppsvatten från fem reningsverk detekterades PFOS i de högsta halterna med en mediankoncentration på 43 ng/liter, medan PFOA låg på 9 ng/liter. En rad andra perfluorerade ämnen kunde också detekteras, men i mycket olika halter i olika avloppsreningsverk (Woldegiorgis med flera 2007).

Enligt Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screeningprogram 1996-2003 kan konstateras att PFOS sprids till den svenska miljön och spridningen tycks ske genom reningsverk och deponier. Den helhetsbedömning som anges i ovanstående rapport är att perfluorerade ämnen utgör stora problem och att fler mätningar behövs. (Naturvårdsverket 2005)

Det är svårt att säga något om vad som händer med perfluorerade ämnen i avloppsreningsverken. Säkert varierar det mellan de olika ämnena. Men om man tar PFOS som förekommer i de högsta halterna som exempel och ser på fördelningen i

Henriksdals avloppsreningsverk där det finns en mätning på utgående avloppsvatten och några på slam, så verkar det som den största mängden går ut med avloppsvattnet. Cirka 0,6 kg fördelar sig till slammet under ett år mot 6 kg i utgående avloppsvatten. Dessa beräkningar bör dock tas med en stor nypa salt och med tanke på de få mätvärdena endast ses som indikationer.

En tysk studie där olika reningsmetoder testades på avloppsvatten som tillsatts kända mängder av PFOS och PFOA visar att oxiderande metoder som ozonering och UV/väteperoxid inte tog bort mer än högst 30 procent av ursprungshalten, medan omvänd osmos (RO) och aktivt kol (GAC) reducerade 80 respektive nästan 99 procent (Gebhardt 2007).

10.1.1.3 NONYLFENOL

Nonylfenol (NF) är en nedbrytningsprodukt av nonylfenoletoxilater (NFE) som tidigare var vanliga som tensider i avfettningsmedel och rengöringsmedel som till exempel bilschampo. NFE ingår också som aktiv substans under namnet nonoxynol i spermiedödande medel som räknas som läkemedel. I början av 1990-talet krävde många avloppsreningsverk att biltvättarna skulle upphöra att använda produkter som innehåller NFE. Kemikalieinspektionen och kemikaliebranschen har också haft en överenskommelse om avveckling. Detta tillsammans resulterade i att halterna i slam reducerades betydligt under första halvan av 1990-talet. Sedan 2005 är nonylfenoletoxilater inte tillåtna inom EU i halter över 0,1 procent i kemisk-tekniska produkter som riskerar att nå vattenmiljön. Trots detta återfinns relativt höga halter i slam från kommunala avloppsreningsverk. De senaste tio åren har 20–25 mg/kg TS uppmätts varje månad i Stockholms båda avloppsreningsverk. Övriga tillståndspliktiga avloppsreningsverk i Stockholms län uppvisar liknande halter (www.ab.lst.se). Naturskyddsföreningen visade hösten 2007 att textilier som importerats kan innehålla betydande mängder NFE som vid tvätt hamnar i avloppsvatten. Beräkningar visar att om de halter som uppmättes i textilieproverna är representativa så kan innehållet av NFE i importerade textilier förklara de mängder NF som återfinns i slammet.

Nonylfenol är inte lätt nedbrytbart och mycket giftigt för fisk och andra vattenlevande organismer. Ämnet är klassificerat som miljöfarligt och reproduktionstoxiskt. Det har också östrogena effekter.

I avloppsreningsverket och i miljön bryts NFE ned till NF i flera steg via en rad mellanprodukter (intermediärer). NF (inklusive intermediärer) fördelas enligt en schweizisk undersökning med cirka 40 procent i utgående avloppsvatten, 20 procent i slam och resten bryts ned. Den andel som hamnar i rötslam innehåller till största delen NF och < 5 procent intermediärer, medan andelen i utgående avloppsvatten bara innehåller 8 procent NF (Ahel med flera 1994). De undersökta avloppsreningsverken använde inte förfällning som är vanligt i Sverige. Det kan betyda att en större andel av nonylfenolen hamnar i slam i vårt land, men det finns inga undersökningar som bekräftar detta. Slammet från Stockholm Vattens båda avloppsreningsverk Henriksdal och Bromma innehöll sammanlagt 481 kg NF 2006 (Miljörapport 2006). Om man antar att 30 procent fördelas till slam och 30 procent till utgående avloppsvatten betyder det att det utgående avloppsvattnet också innehöll

481 kg. Räknat på det totala flödet under året från de båda verken, 134 200 000 m³, skulle medelhalten NF (inklusive intermediärer) i utgående avloppsvatten bli 3,6 µg/liter. Enstaka analyser av nonylfenol i utgående avloppsvatten från Bromma och Henriksdal gav 0,108 respektive 0,160 µg/liter år 2000 (Adolfsson-Erici med flera 2005), men då var endast nonylfenol analyserat och inte intermediärerna.

En rapport beställd av Naturvårdsverket antyder att NF återfinns i ytvatten i halter som i flera fall överskrider miljö kvalitetsnormen 0,3 µg/liter (Sweco 2007), men även i denna studie saknas troligen intermediärerna i analysen.

I Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screeningprogram 1996-2003 anges också att nonylfenol återfanns i höga halter i slam från avloppsreningsverk. Halterna i utgående vatten från vissa reningsverk samt i många sediment var så höga att toxikologiska effekter inte kan uteslutas. Nonylfenol mäts redan rutinmässigt i slam vid många reningsverk. (Naturvårdsverket 2005)

Nonylfenol är reglerat som ett prioriterat ämne i Ramdirektivet för vatten 2000/60EG. Högsta tillåtna värden i recipienten är 0,3 µg/liter som årsmedelvärde och 2,0 µg/liter som momentant maxvärde. Dessa värden ska underskridas i alla Europiska recipienter senast år 2015.

10.1.1.4 OKTYLFENOL

På motsvarande sätt som för nonylfenol är oktylfenol (OF) en nedbrytningsprodukt av oktylfenoletoxylater (OFE). Ett samlingsnamn för OFE och NFE är alkylfenoletoxylater (AFE) som också innefattar exempelvis dodecylfenoletoxylater. OFE har inte haft samma stora användning som NFE, men OF återfinns också i slam och avloppsvatten i halter som är omkring en tiondel av halten NF eller mindre (Adolfsson-Erici med flera 2005, Naturvårdsverket 2005, Sweco 2007). Fördelningen mellan slam/vatten och nedbrytning torde vara ungefär densamma som för NFE med tanke på att molekylstrukturerna är väldigt lika.

OF är också klassificerad som miljöfarlig och har östrogen effekt, om än i mindre utsträckning än NF.

10.1.1.5 LAS (LINJÄRA ALKYL BENSENSULFONATER)

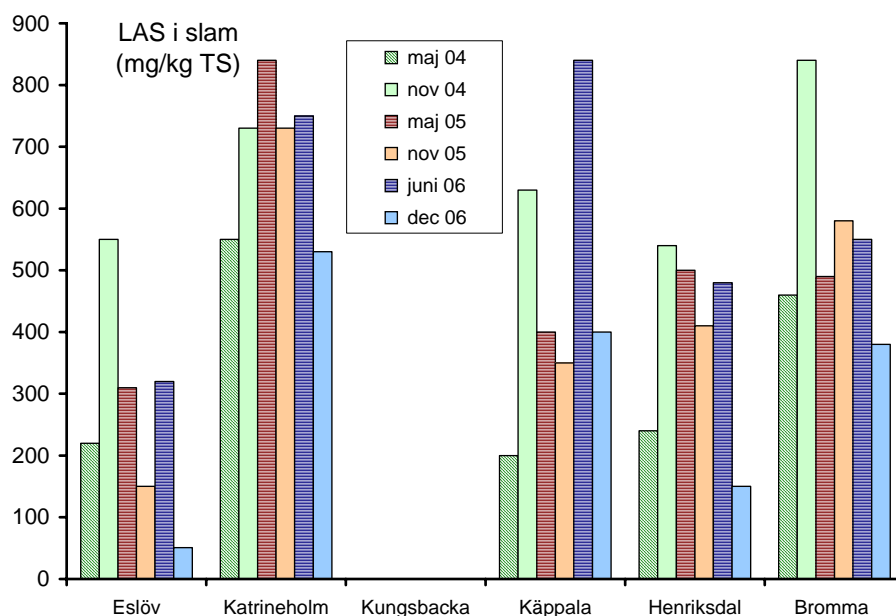
LAS är en anjonaktiv tensid som är mycket vanlig i tvättmedel. Miljömärkta tvättmedel innehåller dock inte LAS vilket gör att tensiden är mindre använd i Sverige. Ämnet förekommer dock i de flesta parallell- och direktimporterade tvättmedel. Det betyder att det finns produkter i svenska butiker vars förpackningar är förvillande lika de miljömärkta motsvarigheterna men som från början är avsedda för en annan marknad än den svenska. Dessa innehåller ofta LAS. LAS används också i diskmedel, industriella rengöringsmedel och i smörjoljor. Omkring 1 100 ton LAS användes i Sverige år 2004 enligt Kemikalieinspektionen (Kemikalieinspektionen 2007 c).

LAS är giftigt för vattenlevande organismer men räknas som aerobt lätt nedbrytbart. Ämnet är inte klassificerat som hälso- eller miljöfarligt. Vid behandling i avloppsreningsverk reduceras halten LAS med 96–99 procent, dels genom sorption till slam, dels genom biologisk nedbrytning. Nedbrytningen sker via oxidativ omvandling och bildning av metaboliter, sulfofenylkarboxylater (SPK). SPK är mer

vattenlösliga än LAS och går ut med renat vatten till recipienten. Halterna varierar mellan 15 och 168 µg/liter i undersökningar av avloppsreningsverk inom EU. Inga kända toxikologiska data finns för SPK gällande människan. Däremot är den akuta toxiciteten för vattenlevande organismer (fisk och vattenloppa) betydligt högre för SPK än för LAS. Den ökar med en faktor 200 till 300 i förhållande till LAS när ändgruppen blir karboxylat, och ytterligare cirka 10 till 20 gånger när kolkedjan förkortas från 11 till 7 och 5 kolatomer (Eichhorn 2001). SPK rankas av Reemtsma med flera (2006) enligt modellen "water cycle spreading index" (WCSI) som en mycket trolig förorening av råvattentäkter och möjligen dricksvatten.

Stora mängder LAS hamnar också i slammet och bryts inte ned i det anaeroba rötningssteget. Av det skälet är LAS inte tillåtet i miljömärkta produkter. LAS bryts dock ned i aerob miljö av markmikroorganismer och halveringstiden är upp till 35 dagar enligt fältförsök, men resthalter på upp till någon procent av ursprungshalterna har rapporterats ett år efter slamgödsling (Nygren 2003). En dansk riskbedömning menar att LAS i slamgödslad jord inte utgör någon risk utom i worst case-scenarier om halten LAS i slam är mycket hög och innan ämnet hunnit brytas ned (Jensen med flera 2001).

I en undersökning av några reningsverk som deltar i projekt ReVAQ har LAS analyserats i slam sex gånger under tre år. Halterna varierade från under detektionsgränsen som var ganska hög (50 mg/kg TS) till 840 mg/kg TS (figur 17). Proverna som låg under detektionsgränsen kom från ett reningsverk där slammet stabiliseras genom kalkning vilket höjer pH-värdet och kan påverka nedbrytningen av LAS och/eller den kemiska analysen. (Wahlberg 2007)



Figur 17. LAS i stabiliserat slam från sex svenska reningsverk.

I en undersökning från 2002 av 19 reningsverk i västra Sverige varierade LAS-halterna i slammet från <50 till 920 mg/kg TS. Medianvärdet var 170 mg/kg TS

(Svensson 2002). I andra länder i Europa där försäljningen av miljömärkta tvättmedel inte är så stor som i Sverige är halterna LAS i slam betydligt högre.

10.1.1.6 NAFTALENSULFONATER

Naftalensulfonater tillhör gruppen aromatiska sulfonater som har syntetiskt ursprung i motsats till alifatiska sulfonater som kan bildas i naturen (Stüber 2005). De relevanta naftalensulfonaterna är naftalener med en (NS) och två (NDS) sulfongrupper. Både NS och NDS har bred användning som dispergeringsmedel i vattenbaserade industriella produkter, i garvindustriella processer (mjukgöra läder), i textilindustrier för att stabilisera diazofärger, för framställning av färger och läkemedel, och i byggindustri (bland annat i betong) som råvara för framställning av flytmedel genom reaktion med formaldehyd (Alonso med flera 2005; Stüber 2005)

En annan användning, främst för disulfonater, är som korrosionsinhibitorer för mjukstål (Bayoumi och Ghanem 2005). Kombinationen av låg pKa av sulfongrupper och låg Kow (se bilaga 5) gör att NS har hög mobilitet och därmed stor spridning i miljön (Mark med flera 1999). Enligt Greim med flera (1994) uppvisar NS låg toxicitet och inga mutagena eller carcinogena effekter. Naftalensulfonater som grupp av substanser har relativt nyligen detekterats som ofta förekommande föroreningar i grundvatten (Betowski med flera 1996), vattendrag (Brouwer med flera 1992), lakvatten från tippar (Riediker med flera 2000) och i avloppsvatten (Alonso och Barcelo 1999). NS och NDS rankas av Reemtsma med flera (2006) enligt modellen "water cycle spreading index" (WCSI) som mycket troliga föroreningar i råvattentäkter och möjligen dricksvatten.

Till avloppsreningsverk kommer NS och NDS dels från punktkällor (främst avloppsvatten från garv- och textilindustrier uppvisar höga halter), dels som diffusa utsläpp. En omfattande undersökning i Tyskland (Stüber 2005) beträffande eliminering av olika NS i kommunala avloppsreningsverk och reningsverk som behandlar avloppsvatten från industrier (garverier) visade på bland annat relativt dålig rening för NDS samt på att reningseffekten var beroende av inkommande halten av NS (tabell 14).

Resultat från undersökningar av avloppsreningsverk i andra EU-länder, bland annat Italien och Spanien, visade på dålig rening för nästan alla NDS, speciellt 2,6-NDS (Alonso med flera 2005). Enligt dessa undersökningar sker eliminering av NS och NDS primärt i det biologiska steget genom nedbrytning. En möjlig mekanism kan vara desulfonering och bildning av olika fenoler som nedbrytningsprodukter (Ruff med flera 1999). Även om resultaten från Tyskland och andra EU-länder stämmer överens i grova drag förekommer väsentliga skillnader när det gäller eliminering för vissa enskilda NS och NDS. Det bör påpekas att de tyska avloppsreningsverken hade mer långtgående och avancerad rening (fosfor/kväve) än de spanska och italienska. För Sverige finns inte data vare sig för NS eller för NDS.

10.1.1.7 FOSFATORGANISKA ÄMNEN

Fosfatorganiska ämnen (organiska fosfatestrar, OP) har bred användning bland annat som flamskyddsmedel i textilier, mjukgörare och hydrauliska vätskor. Flyg- och vägtrafik utgör källor till OP i miljön. OP har uppmätts i hydrauloljor och

smörjmedel för flygplan samt i spillolja från bilar och lastbilar. Kemiskt sett är ämnena estrar av fosforsyra. I tabell 15 anges källor till, halter av och fördelning i inom- och utomhusmiljöer av de femton mest använda OP, varav en del har toxiska effekter.

Tabell 15. Organiska fosfatestrar och deras användning (Marklund 2005).

Namn	Akro- nym	Flam- skydds- medel	Mjuk- görare	Stabili- satorer	Hydrau- liska vätskor	Golv- polish, vax	Lack, färg, lim	Anti- skum- medel	Kos- meti- ka	Industri- processer	Svamp- medel
Tris(2-klor- isopropyl)- Fosfat	T CPP	X	X								
Tris(1,3- diklor-2- propyl)fosfat	TDCPP	X	X				X				
Tris(2-klor- etyl)fosfat	TCEP	X	X				X			X	
Tributyl- fosfat	TBP		X		X	X	X	X		X	
Tri-iso- butylfosfat	TiBP						X	X		X	
Tris(2- butoxyetyl)- fosfat	TBEP	X	X			X	X	X			
Trifenylfosfat	TPP	X	X		X		X				
Tris(2- etylhexyl)- fosfat	TEHP	X	X								X
2-etylhexyl- difenyfosfat	EHDPP	X	X				X				
Trikresyl- fosfat	TCP	X			X		X			X	
Tris(2- kloretyl)fosfit	CLP1	X		X	X						
Trimetyl- fosfat	TMP									X	
Tripropyl- fosfat ^{a)}	TPrP										
Di-n- oktylfenyl- fosfat	DOPP		X							X	
Tetraetyl- etylen- difosfonat	TEEdP								X	X	

a) För tripropylfosfat fanns det ingen tillämpning listad i den använda litteraturen och databasen.

Avsevärda mängder OP släpps ut till avloppsvatten i samband med våtskurning i hushåll, industrilokaler och offentliga lokaler. Enligt Marklund (2005) är halterna av OP relativt lika i inkommande vatten och slam oberoende av storlek på avloppsreningsverken. Avskiljningsgraden av OP från avloppsvatten är generellt sett ganska dålig, av den mängd OP som når avloppsreningsverken släpps 50 procent ut till miljön via utgående vatten. Klorerade OP tenderar att passera genom avloppsre-

ningsverken utan att brytas ned eller avskiljas till slam (Marklund 2005). Som ett resultat av detta uppvisade karpar från en damm påverkad av utflödet från ett reningsverk höga halter OP jämfört med abborrar från referenssjöar. Resultaten stöds av oberoende mätningar hos Gryaab i Göteborg (Miljörapport, Gryaab 2006). Beräkningar visar att cirka 15 procent av den totala mängden OP som årligen används i Sverige kommer till avloppsreningsverken. Av den totala mängden OP som kommer in till verken går 50 procent (27 ton) ut till recipient och 1 procent hamnar i slam (Marklund med flera 2005).

Resultaten från Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screeningprogram för 2003-2004 (2006) visar att OP kommer ut den omgivande miljön och att det finns en långväga transport. Därför är belastningen på närrecipienter för reningsverk större än väntat. Dessutom är vissa OP starkt bioackumulerande och kunskapen om halterna i organiskt material är vag. Därför behövs ytterligare mätningar.

10.1.1.8 FTALATER

Ftalater är ftalsyra som är förestad med alkoholer av olika längder och strukturer. Det finns en mängd olika ftalater av vilka några tas upp här. Ftalater används främst som mjukgörare i PVC och andra plaster, men också som mjukmedel och lösningsmedel i färg, lim, fogmassor och tätningsmedel. Den alltså dominerande ftalaten enligt Produktregistret (www.kemi.se) är di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) vars totala kvantitet i Sverige uppgick till cirka 45 000 ton år 2005. Den allra största delen av denna mängd (över 44 000 ton) exporteras dock. DEHP har i Sverige alltmer ersatts av mer långkedjiga ftalater, diisononylftalat (DINP) och diisodecylftalat (DIDP) som tillsammans stod för cirka 12 000 ton år 2005. I Naturvårdsverkets screeningprogram 2006 ingick DEHP, DINP och DIDP. I rapporten uppvisas en något annan bild av använda mängder i Sverige där DEHP har gått ned till under 2 000 ton år 2005 medan DINP och DIDP tillsammans står för ca 18 000 ton (Palm Cousins med flera 2007).

Flera ftalater, bland annat dietylhexylftalat (DEHP), dibutylftalat (DBP) och butylbensylftalat (BBP), misstänks störa människans fortplantningsförmåga och är klassificerade som reproduktionsstörande (www.kemi.se). Åtminstone ftalater med längre sidokedjor metaboliseras snabbt och verkar inte vara toxiska mot vattenlevande organismer och metaboliseras snabbt.

De kortkedjiga ftalaterna bryts ned relativt lätt i avloppsreningsverken, men ju längre och ju mer grenad sidokedja, desto mer persistent och partikelbunden blir ftalaten. I avloppsreningsverken hamnar troligen mycket stora andelar av DEHP, DINP och DIDP i slammet. I studien av Palm Cousins med flera (2007) har en modellering gjorts som visar att 96–97 procent av alla tre ämnena fördelar sig till sedimentfasen vid utsläpp i vatten.

I ReVAQ-studien med de sex avloppsreningsverken låg halten DEHP i slam mellan 21 och 230 mg/kg TS, med ett medelvärde på 66. Övriga analyserade ftalater fanns i betydligt lägre halter, bara i enstaka prover överskreds 1 mg/kg TS av någon enstaka ftalat. Men varken DINP eller DIDP ingick i studien (Wahlberg 2007). I Naturvårdsverkets screeningstudie ingick slam från 16 avloppsreningsverk

som uppvisade liknande halter av DEHP (36–80 mg/kg TS), ungefär lika mycket DINP (37–65 mg/kg TS) samt något mindre DIDP (15–51 mg/kg TS).

DEHP är reglerat som ett prioriterat ämne i Ramdirektivet för vatten 2000/60EG. Högst tillåtna värden i recipienten är 1,3 µg/liter som årsmedelvärde. Detta värde ska underskridas i alla europeiska recipienter senast år 2015.

10.1.1.9 BENSOTIAZOLER

Benzotiazoler som grupp har relativt nyligen detekterats som ofta förekommande föroreningar i avloppsvatten. De viktigaste enskilda substanserna med respektive förkortningar är:

- Bensotiazol (BT)
- 2-merkaptobensotiazol (MBT)
- 2-(metyltio)bensotiazol (MTBT)
- bensotiazol-2-sulfonat (BTSA)
- 2-hydroxybensotiazol (OHBT)
- 2-aminobensotiazol (ABT)

Förutom de här ämnena förekommer en rad andra föreningar som bygger på bensotiazol och som används som bekämpningsmedel men som inte tas upp i den här rapporten.

BT och MBT används i stor skala som acceleratorer vid gummivulkanisering, och finns alltid som restprodukt i gummi produkter, bland annat bildäck (De Wever och Verachtert 1997). MBT tillsätts också som korrosionsinhibitor i kylsystem och används inom den galvaniska industrin. MBT återfinns på Miljöstyrelsens lista över oönskade ämnen (Miljöstyrelsen 2004). BT, MBT och MTBT bildas också som nedbrytningsprodukter av bekämpningsmedlet TCMTB som används som fungicid som ersättning för klorfenoler (Reemtsma med flera 1995). Vissa MBT-föreningar används även inom kemoterapi.

Alla bensotiazoler uppvisar svag effekt mot virus, svampar och bakterier, och en svag nitrifieringshämmning av aktivslam. Koncentrationen av enskilda bensotiazoler i kommunalt avloppsvatten (obehandlat) varierar från <1 µg/l till cirka 10 µg/l och brukar ligga på nivå <1 till något mikrogram per liter i behandlat avloppsvatten (Reemtsma 2006). I ett EU-projekt (P-THREE, Removal of Persistent Polar Pollutants through Improved Treatment of Wastewater Effluents, EVK1-CT-2002-00116) rapporteras hög avskiljning av MBT (>90 procent), BT (>80 procent) och ABT (70 procent) vid behandling av avloppsvatten vid tre avloppsreningsverk. Avskiljning av MTBT, BT, and MBT från vatten vid aktivslamprocess verkar ske huvudsakligen via sorption till biomassa i aktivslamsteget, men också som biologisk nedbrytning (Reemtsma med flera 1995). Hög avskiljning av MBT från vatten stämmer överens med slutsatsen av Nordiska biocidgruppen (2005) som dessutom inte återfann MBT i slam efter anaerobisk slambehandling. Förekomsten av BT och MBT har rapporterats i en tidigare svensk undersökning av avloppsvatten från sex avloppsreningsverk (Paxéus 1999) i samma halter som ovan, dock med lite sämre avskiljning (genomsnitt 50 procent). Bland andra benzotiazoler uppmätta inom EU rapporteras OHBT (60 procent reduktion) och BTSA (sämre reduktion), och BTSA

rankas av Reemtsma med flera (2006) enligt modellen *water cycle spreading index* (WCSI) som en mycket trolig förorening av råvattentäkter och möjligen dricksvatten.

10.1.1.10 BENSOTRIAZOLER

Bensotriazoler är relativt nya ämnen som uppmärksammas i miljösammanhang. Bensotriazoler används som korrosionsinhibitorer eller additiver i avsningsvätskor för flygplan (blandning med glykoler, i halter över 1 procent), industriella kylvatten, kylvatten för bilar, stabilisatorer i plast men också i vanliga maskindiskmedel (Giger 2006, Gruden och Hernandez 2002). Diskmedel för silvergoods innehåller nästan alltid bensotriazoler. De vanligaste triazolerna är bensotriazol (BTri), 5-metyl-1 H-bensotriazol (MeBT), 5,6-dimetyl-1 H-benzotriazol (DiMeBT) och tolyltriazol (5- and 4-TTri).

BTri och TTri har detekterats i kommunalt avloppsvatten och halterna ligger på nivå $\mu\text{g/liter}$ (obehandlat vatten). Undersökningar i Schweiz visade på halter av cirka 10 till 100 $\mu\text{g/liter}$ av BTri och tolyltriazoler i kommunalt avloppsvatten (Voutsas med flera 2006, Giger 2006). Reduktionen av bensotriazoler i avloppsvatten i avloppsreningsverk verkar vara dålig, och dessa föroreningar anses vara stabila i akvatisk miljö (Reemtsma and Weiss 2005). Under anaeroba betingelser i till exempel slam (rötning) sker ingen sorption av BT, Me-BT och DiMeBT till partiklar och ingen nedbrytning (Pham Thi Tham och Kennedy 2005). Enligt Giger (2006) klassas bensotriazoler som polära POP (persistenta organiska ämnen). Bensotriazoler uppvisar antiöstrogen in vitro-effekt i fisk (Harris med flera 2007). Akuttoxicitet har rapporterats i tester med tre vanliga organismer: bakterien *Vibrio fischeri* (Microtox®bacteria), fathead minnow (*Pimephales promelas*) och vattenloppa (*Ceriodaphnia dubia*) där även butylbenzotriazol inkluderades i studien (Pillard med flera 2001). Det lägsta akuttoxiska värdet för alla testorganismer var $<3,3 \text{ mg/liter}$. BTri bryts ner långsamt av UV-ljus och bildar toxiska nedbrytningsprodukter (Hem med flera 2002).

Uppgifter om halter av benzotriazoler i avloppsslam saknas även internationellt. Data för svenska avloppsreningsverk saknas vad gäller förekomst och halter av benzotriazoler i avloppsvatten och slam.

10.1.1.11 SILOXANER

Siloxaner är en stor grupp av kiselbaserade organiska föreningar med molekylvikt från några hundra till många tusen, med bred användning i industriella produkter (bland annat additiver för bränsle, bilpolish, antiskummedel, bilvaxer) men också som läkemedel (dimeticon, minskar gasbildning i mage och tarm) och i en rad hygienprodukter och kosmetika. När det gäller kosmetiska produkter används ofta en blandning av olika cykliska dimetylsiloxaner under namn cyclomethicone. Högmolekylära siloxaner (polymerer) tas inte upp här utan endast de lågmolekylära linjära och cykliska siloxaner som bedöms som miljörelevanta. En sammanställning av enskilda substanser och deras förkortningar finns i bilaga 10.

Användningen av MD2M, MDM och MM i Norden i allmänhet och Sverige i synnerhet är ganska liten. D3, D4, D5 och D6 är de siloxaner som har störst an-

vändning i Sverige med cirka 1 ton/år för D6 (TemaNord 2005). Siloxaner är kemiskt sett stabila föreningar som motstår hydrolys och fotonedbrytning (HSDB 2004) och är persistenta i akvatisk miljö med långa halveringstider. Halveringstiden för D5 i vatten uppskattas exempelvis till cirka 550 timmar. Som resultat av deras höga $K_{\text{oktanol/vatten}}$ förväntas siloxaner föreligga som partikelbundna i både avloppsvatten och naturliga vatten. Bioackumulationsfaktorer för siloxaner beräknade från deras oktanol/vattenfördelning är ganska låga för lågmolekylära siloxaner och ökar med högre molekyylvikt. I praktiken borde bioackumulation av högmolekylära siloxaner motverkas av deras begränsade möjligheter att passera en organisms cellmembran och för lågmolekylära siloxaner av avdunstning från vatten på grund av deras höga flyktighet. Undersökningar av Norsk institutt for luftforskning har emellertid visat mätbara halter av cykliska siloxaner i alla marina organismer i Oslofjorden, och även linjära siloxaner påvisades i torsklever (NILU 2007).

Siloxaner generellt sett uppvisar relativt låg toxicitet för vattenlevande organismer. Lägsta NOEC (No Observed Effect Concentration) för räka (*Americamysis bahia*) och vattenloppa (*Daphnia magna*) har rapporterats ligga på nivån 2–10 µg/liter. När det gäller fisk ligger nivån för kronisk toxicitet på 20–60 µg/liter (Larsen med flera 2005).

Tillförseln av siloxaner till avloppsreningsverk sker huvudsakligen med partiklar, och vid behandlingen avskiljs huvuddelen av siloxanerna till slam (tabell 16). Halten av siloxaner i rötat slam är betydligt högre än i aktivslam bland annat på grund av slammängden minskar vid rötning. En mycket liten del av siloxanerna går ut med utgående avloppsvatten.

Tabell 16. Siloxaner i avloppsvatten och slam i Lyneten, Danmark (TemaNord 2005).

Provtyp	Enhet	D3	D4	D5	D6	MM	MDM	MD2M	MD3M
Inkommande avloppsvatten	µg/l		0,28	26	1,6	<0,01	0,0034	0,041	0,073
Primärslam	ng/g TS		740	27 000	1 100	<3	64	450	550
Rötat slam	ng/g TS		470	50 000	2 800	<1	8	44	140
Utgående avloppsvatten	µg/l			0,063			<0,001	<0,02	

I en nyligen genomförd studie av 54 avloppsreningsverk i Sverige visar en medelhalt av D5 i slam på nivån 11 mg/kg TS (Kaj med flera 2005). Ännu högre medelhalt (27 mg/kg TS; tolv prov från Sverige och övriga Nordiska länder) har rapporterats från nordiska undersökningar (TemaNord 2005).

Resultaten från Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screening för 2003-2004 visar att nära en utsläppskälla kan man riskera att halterna av siloxaner kan komma upp i nivåer som är toxiska, men att halterna sedan minskar snabbt med ökande avstånd från källan. Dock är kunskapen om den humana exponeringen ännu låg. Det är därför angeläget att följa att utsläppen av siloxaner till miljön inte ökar. (Naturvårdsverket 2006)

10.1.1.12 TENNORGANISKA FÖRENINGAR

Tennorganiska föreningar som kan ingå i kemiska produkter är vanligtvis mono-, di- eller triorganotennföreningar. De organiska grupperna kan vara alkylkedjor eller aromatiska ringar. Även om ämnena kallas mono-, di- eller trialkyltenn, så är de ofta substituerade med ytterligare grupper som även de kan vara organiska, till exempel karboxylgrupper, eller oorganiska, till exempel klorid. Totalt användes drygt 200 ton organiska tennföreningar i Sverige år 2004. De vanligaste procentuellt sett var dibutyltenn (61 procent), monooktyltenn (13 procent) och dioktyltenn (15 procent).

Triorganiska tennföreningar fungerar som biocider och används i träskyddsmedel och båtbottenfärger samt som konserveringsmedel. Mono- och diorganiska tennföreningar används som stabilisatorer vid plasttillverkning. De kan också förekomma i tätningsmedel, lim, fogmassor och lacker (Kemikalieinspektionen 2007 d). Dibutyltenndilaurat används som veterinärmedicin mot maskinfektioner hos kyckling och kalkon (Kemikalieinspektionen 2007 e).

Triorganiska tennföreningar har allvarliga hälso- och miljöfarliga egenskaper. Användningen är starkt begränsad genom olika förbud. Hur giftiga de mono- och diorganiska tennföreningarna är beror på vilka alkylgrupper som ingår. Ett förslag till hälso- och miljöfarlighetsklassificering av dioktyl- och dibutyltennföreningar är under diskussion inom EU. Tillgängliga data tyder på att dibutyltennföreningar är mer giftiga än dioktyltennföreningar. Båda typerna kan påverka immunsystemet vid upprepade exponering och dibutyltennföreningar kan ha reproduktionsstörande och mutagena effekter.

Det finns även data som talar för att mono- och dibutyltennföreningar samt dioktyltennföreningar kan klassificeras som miljöfarliga. Monooktyltennföreningar är inte lättnedbrytbara i miljön men det saknas effektdata för att kunna göra en bedömning om de bör klassificeras som miljöfarliga. (Kemikalieinspektionen 2007 d).

Tennorganiska föreningar har under flera år ingått i Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screeningprogram där bland annat slam och vatten från avloppsreningsverk har analyserats. Den vanligaste tennorganiska föreningen i slam var dibutyltenn (medelvärde 0,23 mg/kg TS) följt av monobutyltenn (medelvärde 0,19 mg/kg TS). Tributyltenn (TBT) och oktyltennföreningarna förekom i lägre halter och fenyltenn var inte detekterbart. I utgående avloppsvatten var halterna av monobutyltenn högst (20–100 ng/liter). Detta kan bero på en större adsorption till slammet av dibutyltenn och andra tyngre tennorganiska föreningar, men en förklaring kan också vara att tri- och dibutyltenn bryts ned till monobutyltenn. (Sternbeck 2006)

En preliminär riskuppskattning som görs i Naturvårdsverkets screeningprogram för 2005-2007 (Naturvårdsverket 2007) visar att nivåerna av organiska tennföreningar är nära eller över de nivåer som är acceptabla ur hälso- och miljösynpunkt i vissa områden. Att bedöma riskerna för hälsa och miljö från dessa begränsade data är svårt varför ytterligare undersökningar bör genomföras.

Tributyltinföreningar (TBT) är reglerat som ett prioriterat ämne i Ramdirektivet för vatten 2000/60EG. Högsta tillåtna värden i recipienten är 0,0002 µg/liter som årsmedelvärde och 0,0015 µg/liter som momentant maxvärde. Dessa värden ska underskridas i alla europeiska recipienter senast år 2015.

10.1.1.13 KLORBENSENER

Klorbensen (KB), triklorbensen (TKB) och pentaklorbensen (PKB) är flyktiga föreningar. I normalt tillstånd är de vätskor som kan lösa upp vax, olja med mera. De är giftiga för bland annat bakterier och vissa insekter. Klorbensener kan användas som bärare vid färgning av och tryckning på textilier, som desinfektionsmedel, lösningsmedel för vax och olja, och som avfettningsmedel för metall, ull och läder. Vissa klorbensener användes tidigare även som bekämpningsmedel mot husbock, mal och pälsänglar.

Toxiciteten hos ämnena varierar men de har visat liknande effekter hos försöksdjur, bland annat framkallat mutagena effekter och tros vara cancerogena. 1,2,4-triklorbensen och pentaklorbensen finns på listan över prioriterade ämnen i EG:s ramdirektiv för vatten på grund av sina toxiska egenskaper och höga potential för bioackumulation.

Användning av KB, TKB och PKB inom EU och i Sverige är starkt begränsad (KIFS 2006:7). Utsläpp från värmeverk (luft, avfall) har pekats ut som en möjlig källa till klorbensener i miljön (SNV Rapport 5449 2005). Tillförseln av KB, TKB och PKB med avloppsvatten till avloppsreningsverk förväntas ske från diffusa källor. Generellt sett kan klorerade bensener även bildas vid behandling av avloppsvatten med klor. Analyser av obehandlat och renat avloppsvatten för sex reningsverk från 1999 visar att dessa föreningar ligger på eller under detektionsgränsen (0,1 µg/liter) för analysmetoden (Paxéus 1999). Vid behandling av avloppsvatten i avloppsreningsverk sker en fördelning av klorbensener mellan vatten, slam och luft, men även biologisk nedbrytning med hjälp av aktivslam kan förekomma. Vilken mekanism som kommer att dominera beror på avloppsreningsverkets processtekniska utformning och de aktuella driftförhållandena.

För att få en uppfattning om vad som kan ske hänvisas till teoretiska beräkningar för diklorbensen som visar på att en del (upp till 20 procent) kan avgå till luft, medan 50 procent kan brytas ned (ICON Consultants 2001). Undersökning av slam från 19 kommunala avloppsreningsverk i Västra Götaland (Svensson 2002) visar att halterna av klorerade bensener i slam ligger under detektionsgränsen (< 50 µg/kg TS). Undersökningar av levande organismer visar också på låga halter av klorerade bensener. Exempelvis var medelvärdet för PKB i strömning 2,2 µg/kg fett, medan TKB var under detektionsgränsen (Kaj och Dusan 2004).

Halterna klorerade bensener i naturen har minskat kraftigt från 1980-talet och fram till år 2003 enligt Naturvårdsverkets Miljöövervaknings screening (Naturvårdsverket 2005). Helhetsbedömningen anger att dessa ämnen numera är ett mindre problem och att extra analyser mer än att följa halterna i slam och sediment med vissa intervall inte är nödvändigt.

10.1.1.14 EDTA

EDTA (etylendiamintetraättiksyra) har förmåga att bilda komplex med olika metaller. Komplex med tåvårda järnjoner är mycket stabila. Komplex av EDTA med kalcium, koppar och zink är stabila mot solljus. Komplexbildning i vatten leder till att halten fri metall minskar. Bindning av kalcium och magnesium leder till att vatten blir mjukare. De komplex som bildas med EDTA är oftast lösliga. EDTA är inte lättnedbrytbart (OECD-test) men kan brytas ned av mikroorganismer under vissa förhållanden. Ämnet anses inte bioackumulerbart (BUA 1997).

Just förmågan att binda metaller är grunden till EDTA:s huvudsakliga användning. Pappersmassaindustri är en storskalig användare av EDTA i peroxidblekning av pappersmassa (komplexbildning av mangan, järn och andra metaller). I textilindustrin används EDTA för att binda metalljoner vid infärgning av textilier som annars skulle få ojämn färg. I tvätt- och rengöringsmedel i både industri- och konsumentprodukter har EDTA funktionen att avhärda vatten. Vid ytbehandling har tillsats av EDTA funktionen att även hjälpa till att lösa upp metaller som tvättas bort. Komplex med vissa mikronäringsämnen tillsätts gödningsmedel för att undvika att näringsämnen binds till bland annat fosfat och blir otillgängliga för växterna. En liten del används i livsmedelsindustri, där tillsats av EDTA binder vissa metaller som främjar oxidation (härskning) av livsmedel. I Sverige under 2004 var antalet produkter som innehöll EDTA totalt 693, varav 108 konsumenttillgängliga. Fördelningen återges i tabell 17.

Tabell 17. Import eller tillverkning av kemiska produkter som innehåller EDTA, inklusive natriumsalter i Sverige år 2004, ton /år (KemI, Databaser).

Produkttyp	Importeras	Tillverkas
Övriga rengöringsmedel	43	29
Diskmedel, maskindiskmedel	33	19
Papperskemikalier, eldfast cement, gödsel	22	6
Metallbehandlingsmedel	9	<1
Avfettnings- och högtryckrengöringsmedel	2	4
Färger, tryckfärger, limmer	1	2
Desinfektionsmedel, biocider	1	2
Fordonsvårdsprodukter	2	<0,1
Fotokemikalier, fixermedel	2	<0,1
Övrigt	8	<0,1

EDTA och dess komplex är stabila och bryts inte ned under tvätt och rengöring, det vill säga all EDTA från tvätt- och rengöringsmedel hamnar i avloppsvatten. Till avloppsreningsverk kommer EDTA i form av komplex men också som fri EDTA (salter med natrium och kalium). Vid rening i avloppsreningsverk går EDTA huvudsakligen genom reningsprocessen och med det renade vattnet ut i recipienten. Det är osäkert om det finns data för svenska avloppsreningsverk, men undersökningar nyligen gjorda i andra EU-länder visar på att halten EDTA i både inkommande (orenat) och utgående (renat) vatten från kommunala avloppsreningsverk ligger på cirka 100 µg/liter (Reemtsma med flera 2006). De undersökta avloppsre-

ningsverken är jämförbara med de svenska beträffande reningsprocesser. Vid användning av järn- och/eller aluminiumsalter i reningsprocessen vid ett avloppsreningsverk bedöms utsläpp av EDTA från verket ske huvudsakligen i form av metallkomplex, inte som fri EDTA. EDTA rankas av Reemtsma med flera (2006) enligt modellen *water cycle spreading index* (WCSI) som en mycket trolig förorening av råvattentäckter och möjligen dricksvatten.

10.1.1.15 ANTRACEN

Antracen tillhör en grupp av organiska föreningar som kallas polyaromatiska kolväten (PAH). PAH bildas huvudsakligen vid ofullständig förbränning. Småskalig vedeldning och trafik tros vara de viktigaste källorna till utsläpp av PAH i Sverige. PAH har ingen egen användning utan förekommer som förorening i olika kemisk-tekniska produkter, särskilt i petroleumbaserade produkter som eldningsolja, asfalt, med mera. Antracen kan finnas i bensin från 0 till 2,7 mg/liter, utsläpp från bilar till luft ligger på nivån 28 µg/km, flygaska från förbränningsanläggningar innehåller 0,01–0,5 µg/g, och simulerad förbränning av gummi ger 85 000 µg per kg gummi (SpecLab).

PAH är fettlösliga och har dålig löslighet i vatten vilket leder till att de fastnar på partiklar, koncentreras till sediment och levande organismer. PAH är cancerogena och räknas till persistenta organiska ämnen (POP). Antracen finns bland de 32 prioriterade ämnena från EG:s ramdirektiv för vatten. Undersökningar av ytsediment från Stockholm och den angränsande Östersjökusten (Sternbeck med flera 2003) visar på halter av antracen mellan 2 och 8 µg/kg torrsvikt i kustområden. Trafiken och möjligen avrinning från hårda ytor bidrar till att halten antracen i sediment från centrala Stockholm (Strömmen) är betydligt högre, nämligen 290 µg/kg torrsvikt.

Källorna till antracen i kommunalt avloppsvatten är diffusa. Antracen kommer bland annat från diffusa utsläpp från kemisk-tekniska produkter i industrier och hushåll, från dagvatten och från diskvatten från husgeråd som använts för hård stekning och grillning. I kosmetiska produkter tros antracen förekomma som förorening i bland annat antraquinoner som används i produkter för hårfärgning. Undersökningar av avloppsvatten från skönhetsalonger i USA visade på halter av antracen upp till 6 µg/l (Bowers 2002). I obehandlat avloppsvatten som kommer till avloppsreningsverk brukar halten antracen ligga på nivån 0,1–0,5 µg/l (Conn med flera 2006, Paxéus 1999).

Rening av avloppsvatten vid sex undersökta avloppsreningsverk i Sverige visar att halten antracen reduceras med mellan 50 och mer än 90 procent (Paxéus 1999). Även om viss biologisk nedbrytning av antracen inte kan uteslutas vid rening av avloppsvatten, främst i aktivslamsteget (Field 2002), verkar sorption av antracen till slam vara den huvudsakliga mekanismen för reduktionen. Variationer mellan olika avloppsreningsverk beträffande avskiljning av partikulärt material i slutsteget vid vattenrening förklarar därmed de stora skillnaderna i reduktionen (50 till mer än 90 procent). Baran och Oleszczuk (2003) rapporterar den genomsnittliga halten av antracen i kommunalt slam i Polen till 165 ± 123 µg/kg (minsta värdet 17 och högsta 425 µg/kg TS). I en omfattande studie av 19 reningsverk i Västra Götaland

har avloppsslam analyserats när det gäller antracen, och i samtliga prover rapporteras halten ligga under 50 µg/kg TS (Svensson 2002).

Antracen är reglerat som ett prioriterat ämne i Ramdirektivet för vatten 2000/60EG. Högsta tillåtna värden i recipienten är 0,1 µg/liter som årsmedelvärde och 0,4 µg/liter som momentant maxvärde. Dessa värden ska underskridas i alla europeiska recipienter senast år 2015.

10.1.1.16 NANOPARTIKLAR

Frågeställningen om nanoteknik och miljö är nyligen aktualiserad. Dock gav Kemikalieinspektionen (KemI) nyligen ut en rapport angående nanoteknik varifrån nedanstående är hämtat (Kemikalieinspektionen 2007).

Nanomaterial inbegriper många olika strukturer och storlekar och de har det gemensamt att de är under 100 nm i minst en dimension. Materialens egenskaper påverkas bland annat av hur små de är och vilken form de har. Nanomaterialen låter sig inte kategoriseras efter kemisk sammansättning och struktur eller efter användningsområde. Istället finns flera exempel på hur olika områden överlappar varandra.

Befintliga nanomaterial utgör en heterogen grupp, från organiska molekyler och molekyllaggregat till metalloxider och kvantprickar som är metaller i olika föreningar. Dessutom upptäcks och framställs nya nanomaterial med helt nya egenskaper i ökande takt, vilket gör att gruppen förväntas bli än mer heterogen inom en nära framtid. Det är därför svårt att göra långtgående generaliseringar om fysikaliska och kemiska egenskaper hos nanomaterial. Förutom storlek och form, kommer bindningstyp och oxidationstal hos de ämnen som bygger upp nanomaterial att ha betydelse för deras kemiska egenskaper.

Befintliga och framtida användningsområden för material som bygger på nanoteknik finns i de flesta tillämpningsområden och användningen väntas öka markant inom de närmaste åren. I många tillämpningar används nanopartiklar på ett sätt som innebär att de kommer i direkt kontakt med människor (kosmetika, läkemedel). I andra tillämpningar används fria nanopartiklar eller nanofibrer enbart under tillverkning av en produkt (billack, sportartiklar, batterier, med mera) för att säljas och användas av konsumenten som fixerade partiklar eller fibrer i material. Det bör nämnas att i de flesta fall där nanoteknik används i varor framgår inte detta av produktbeskrivningen som ges till konsumenter och andra användare.

Väldigt lite är känt om nanomaterials tendens att tas upp av organismer i miljön. Studier på djur indikerar att vissa nanomaterial kan tas upp i biologiska vävnader, men det går inte att dra några generella slutsatser om nanomaterials tendens att bioackumulera. De studier som gjorts pekar på att spridning, omvandling och upptag i miljön är mer komplicerade för nanomaterial än för ämnen som förekommer i molekyllär form. När det gäller människors exponering för nanomaterial är kunskapen som finns tillgänglig idag begränsad. Man kan inte heller extrapolera kunskap från ett ämne i större storlek till ämnet i nanoskala, eller göra generella antaganden för alla nanomaterial när det gäller hur och om ett ämne tas upp. Människan kan exponeras för nanomaterial i arbetslivet, som konsument eller via miljön. Oavsiktligt upptag av nanomaterial kan ske genom inandning, oralt och antagligen över

huden. Man kan även tänka sig andra vägar till exempel via ögat. I framtiden kommer människor kanske att exponeras för nanomaterial i läkemedel.

Den viktigaste exponeringsvägen för nanopartiklar anses vara genom inandning och forskning har därför främst utförts inom detta område. Väl inne i luftvägarna kan de spridas till andra delar av kroppen. Huden kan vara en viktig upptagsväg av nanomaterial. Nanomaterial kan även passera över olika membran i cellerna, och har bland annat återfunnits inne i mitokondrierna och i cellkärnan, vilket innebär att fördelningen kan vara mycket annorlunda för nanomaterial jämfört med material i större storlek. Detta kan vara av betydelse för nanomaterialens toxicitet.

Det går inte att säga något generellt om nanomaterials spridning i miljön. Precis som för alla andra ämnen, molekyllära (lösliga och svårlösliga) och partikulära (olösliga), utgör nanomaterialen en mycket heterogen grupp som kommer att rymma hela skalan av alla egenskaper som är viktiga för dess spridning i miljön. Vissa kommer att vara lättnedbrytbara, andra kan inte brytas ned alls. Vissa kan komma att vara motståndskraftiga mot aggregation, andra kommer snabbt att fastna på större partiklar och falla ut ur atmosfären eller sedimentera i sjöar och vattendrag.

Det finns få ekotoxikologiska studier på nanomaterial för närvarande. Det går därför inte att dra några generella slutsatser om huruvida avsiktligt framställda nanomaterial generellt skulle kunna utgöra ett större hot mot miljön än avsiktligt framställda ämnen i allmänhet. Ett generellt problem för bedömningen är att uppskattningar av exponeringen är osäkra på grund av att kunskap saknas. Experter är eniga om att man inte kan generalisera och extrapolera kunskap om en bulkkemikals toxikologiska egenskaper till ämnet i nanoskala. Det är även oklart om man kan extrapolera mellan arter när det gäller effekter. Man bör därför utvärdera nanomaterialen från fall till fall tills vidare.

10.2 Sammanfattning

När det gäller behandlingsbarheten i avloppsreningsverk gäller att de ämnen som avskiljs till slammet är svåra att behandla eftersom de normalt inte bryts ner vid anaerob behandling (rötning).

De ämnen som idag går ut i vattenfasen kan troligen behandlas med de kompletterande metoder som fungerar för reduktion av läkemedelsrester enligt avsnitt 11.3. För perfluorerade ämnen har det dock visats att oxidativa metoder inte reducerar dessa ämnen tillräckligt mycket, men detta är inte helt säkerställt.

11 Avloppsreningsverk och läkemedelssubstanser

Forskning pågår om avloppsreningsverkens betydelse och funktion när det gäller reduktion av läkemedelssubstanser. Under de senaste åren har det kommit många vetenskapliga artiklar. Det finns rapporter om läkemedelsrester i avloppsvatten före och efter rening, samt beskrivning av försök med avancerad kompletterande rening till befintliga avloppsreningsverk.

Generellt sett varierar reduktionen stort mellan olika substanser. Helt klart är att avloppsreningsverken inte är konstruerade för att bryta ned alla typer av läkemedelssubstanser. Alternativt kan sägas att läkemedlen inte är formulerade så att de kan brytas ned i avloppsreningsverken. I bilaga 5 finns det mer att läsa om läkemedels kemiskfysikaliska egenskaper och hur de bryts ner i olika typer av avloppsreningsverk.

Aktiva substanser från läkemedel utsöndras oftast ur kroppen som vattenlösliga metaboliter eller konjugat. Om de inte är biologiskt nedbrytbara kommer de att finnas i det avloppsvatten som går ut från avloppsreningsverket såvida inte konjugaten spräcks i någon av avloppsreningsverkets processer och den fettlösliga modersubstansen återbildas, och läkemedlet därmed till stor del adsorberas till slammet. Exempelvis har en viss sorts antibiotika, fluorokinoloner, visat sig vara mer partikelbunden än vad man kunde räkna med utifrån deras fysikalisk-kemiska egenskaper, och därmed återfinns de också i högre grad i slammet.

Det kommer ibland larm om ökad antibiotikaresistens. I den biologiska reningen finns ett stort antal bakterier av olika släkten, däribland en del patogener som kommer in med avloppet. Antibiotikaresistens torde kunna överföras mellan bakterier. Här fordras mer forskning för att konstatera om resistens överförs och i så fall om bakterierna är livsdugliga i den yttre miljön. Reduktionen av alla sorters bakterier är dock stor över avloppsreningsverkets processer (>99,9 procent eller från 10^{11} till $10^5/100$ ml).

Generellt kan sägas att utvecklingen av avloppsreningsverken med alltmer avancerad rening har gett bättre reningsresultat. Det är sannolikt i den biologiska reningen som halten av många läkemedelssubstanser reduceras. Införandet av biologisk kvävereduktion har ökat möjligheterna att bryta ned organiska ämnen eftersom längre uppehållstid i avloppsreningsverket ger bättre rening. Detta gäller även för läkemedelsubstanser. Exempelvis har studier av syntetiskt östrogen visat att de bryts ned bättre ju längre kontakttiden är i den biologiska reningen. Avloppsreningsverk ser olika ut i olika delar av landet. Därför kan reduktionen av läkemedelssubstanser också variera.

Urinsortering diskuteras som en framtida lösning för att återföra näringsämnen från människa till jordbruk. Här är det extra viktigt att uppmärksamma hur läkemedelssubstanser riskerar att spridas till miljön; de utsöndras ju oftast via urinen.

11.1 Reduktion av läkemedelsrester i avloppsreningsverk

I vilken grad reduceras läkemedelsrester i avloppsreningsverk? Här presenteras dels en för den här rapporten genomförd utvärdering av svenska rådata, dels en sammanställning av resultat publicerade i olika länder åren 2004 till 2007.

11.1.1 Utvärdering av nationella rådata

En beräkning av avskilningsgraden för olika läkemedelsrester i avloppsreningsverk har kunnat göras tack vare Stockholm läns landstings sammanställning av 6 400 analysvärden från hela Sverige. Drygt 1 300 analyser finns från inkommande vatten till avloppsreningsverk och nästan 1 900 analyser från utgående avloppsvatten (SLL 2007). Mätdata har samlats in under företrädesvis de senaste fem åren. En statistisk bearbetning av rådata visar reduktionsgraderna i svenska avloppsreningsverk för några utvalda läkemedelssubstanser. Rådata är av olika ursprung, från olika år och olika laboratorier.

Avloppsreningsverken representerar både små och stora verk med olika processutformning. I Bilaga 11. ges processdata för de 43 svenska avloppsreningsverk som ingår i studien.

Reduktionsgraden i avloppsreningsverken är beräknad i de fall motsvarande analysdata finns för inkommande och utgående avloppsvatten. I det fall en lägre halt än detektionsgränsen uppmätts beräknas reduktionen på detektionsgränsens värde, vilket innebär att reduktionen blir minst det beräknade värdet. En stor skillnad i utformning är om avloppsreningsverket har biologisk kvävereduktion eller inte. Resultatet av bearbetningen ska i första hand ses som en indikation på reduktionsgrader av läkemedelsrester i olika typer av reningsverk.

Halter i inkommande och utgående avloppsvatten samt en beräknad total reduktionsgrad av olika läkemedelsrester framgår av bilaga 2. Halterna i avloppsvatten varierar mycket mellan olika läkemedel. Reduktionsgraden visar på avloppsreningsverkens varierande förmåga att reducera läkemedelsrester. I de fall negativa reduktionsgrader redovisas är förklaringen i de flesta fall att analysmetoden inte detekterat varianter (konjugat) på ämnet i inkommande avloppsvatten. Det kan också bero på att partikelbundna ämnen i det inkommande vattnet har avskilts vid filtrering före analys.

En central fråga är vad som händer med läkemedelsresterna i avloppsreningsverken. Att reduktionen är hög i vattenfasen kan ändå betyda att ämnet inte brutits ned i avloppsreningsverket utan att det kan återfinnas i slammet. Mängden slamdata är begränsad i dagsläget.

Den sammanställda informationen kan utvärderas på flera sätt. Ett tillvägagångssätt är att dela in ämnen i olika grupper med avseende på både koncentrationnivå och reduktionsgrad. Förslagen framgår av tabell 7. Indelningen kan tillsammans med effektstudier ligga till grund för prioriteringar av insatser före eller inom avloppsreningsverken.

Tabell 7. Förslag till gruppering av läkemedelsrester i avloppsvatten. Reduktionsgrad och koncentrationsintervall ligger till grund för indelningen.

Indelningsgrund I Reduktionsgrad	Grupp	Indelningsgrund II Haltintervall, inkommande	Grupp	Indelningsgrund III Haltintervall, utgående	Grupp
>95%	A	0-10 ng/l	A	0-10 ng/l	A
>80%	B	10-100 ng/l	B	10-100 ng/l	B
>50%	C	100-1000 ng/l	C	100-1000 ng/l	C
>10%	D	1000-10000 ng/l	D	1000-10000 ng/l	D
>0%	E				
<0%	F				

Med utgångspunkt från indelningen kan de beräknade medelhalterna och reduktionsgraderna sorteras och klassas. Bilaga 3 visar ämnen med låga halter och hög reduktionsgrad inledningsvis för att sedan visa allt högre koncentrationer och sämre reduktionsgrad. Ämnen som förekommer allt längre ned i tabellen i bilaga 3 blir allt viktigare att följa i avloppsreningsverken. Ämnenas farlighet och effekter på hälsa och miljö är viktiga att beakta i den totala prioriteringen av åtgärder.

En central hypotes är att höga slamåldrar i aktivslamstegen, såsom vid biologisk kvävereduktion, är gynnsamt för nedbrytning av vissa läkemedelsrester. En jämförelse av ett urval av substanser som är inrapporterade för avloppsreningsverk med respektive utan biologisk kvävereduktion redovisas i tabell 8.

Tabell 8. Jämförelse av reduktionsgrad för läkemedelsrester mellan avloppsreningsverk med respektive utan biologisk kvävereduktion.

Substans	Reduktion i reningsverk med kvävereduktion [%]	Reduktion i reningsverk med kvävereduktion [datapar]	Reduktion i reningsverk utan kvävereduktion [%]	Reduktion i reningsverk utan kvävereduktion [datapar]
Atenolol	27	12	-45	4
Citalopram	-48	9	-104	3
Dextropropoxifen	-124	11	-149	3
Diklofenak	11	24	12	20
Etinylöstradiol	36	13	74	3
Furosemid	11	12	7	4
Hydroklorotiazid	-13	12	-64	4
Ibuprofen	91	25	77	19
Ketoprofen	58	26	42	22
Metoprolol	-17	17	-41	7
Naproxen	78	26	54	19
Oxazepam	-18	12	-16	3
Sertralin	27	8	-20	2
Sulfametoxazol	48	18	64	2
Median	19	13	-5	4

Av jämförelsen framgår att avloppsreningsverk med kvävereduktion har bättre genomsnittlig reduktion (19 procent) av de utvalda substanserna än avloppsreningsverk utan kvävereduktion (minus 5 procent). Exempelvis avskildes atenolol betydligt bättre. Mot hypotesen talar att etinylöstradiol och sulfametoxazol avskildes bättre i avloppsreningsverk utan utbyggd kväverening. Variationerna visar att någon generell slutsats inte kan dras från slamåldersbegreppet. Flera olika mekanismer är inblandade i avskiljningen. Värt att notera är att bearbetningen inte gått in på att undersöka de exakta processbetingelserna vid respektive avloppsreningsverk. Vidare är datamaterialet mycket begränsat, i vissa fall bara två till tre prover.

Avsikten med sammanställningen är bara att ge en indikation på skillnader mellan avloppsreningsverk med eller utan biologisk kvävereduktion.

Avloppsreningsverkens storlek kan antas medföra olika reningsgrader beroende på de utsläppskrav som är ställda på verken och därmed vilka processlösningar som valts. Några exempel där reduktionsgraden jämförs med antalet anslutna personer redovisas i diagrammen i bilaga 4. Reduktionsgraden för avloppsreningsverk utan utbyggd kväverening är inringade i respektive diagram. Diagrammen visar ingen tydlig skillnad mellan små och stora verk, men för en del föreningar en tydligare inverkan av kvävereningen än tabell 8 visar. Det senare beror antagligen på ett mindre urval av data i figuren.

11.1.2 Publikationer åren 2004–2007

En litteratursökning i september 2007 gav ett antal referenser kring reduktion av läkemedelsrester i avloppsreningsverk. En generell iakttagelse är att de enskilda studierna är begränsade till ett fåtal substanser. Ofta redovisas analyser bara för avloppsvatten medan det avskilda slammet sällan har analyserats. Kapitlet kan läsas som en samling referat av pågående forskning.

I en svensk studie från Himmerfjärdsverket söder om Stockholm undersöktes hur den biologiska reningen kan hämmas av olika kemikalier. Studien föreslår att hämningen av olika läkemedelsrester kan bedömas genom mätning av syreupptagningshastighet i aktivt slam. Hämningstester genomfördes för metoprolol. I hämningstesterna doserades tusen till en miljon gånger mer av ämnet än de normalt förekommande halterna i kommunala avloppsreningsverk. Utan denna stora tillsats kunde ingen hämning observeras. Hämning av heterotrofa bakterier verkar ske vid hundratusen gånger högre halter än de vanligt förekommande. Nitrifierare visade sig vara mera tåliga och hämmades delvis först vid en miljon gånger högre koncentration än den normalt förekommande. (Dlugolecka 2007)

I en studie på KTH valdes metoprolol, karbamazepin och naproxen ut för att studera effekten av olika reningsmetoder. En MBR-anläggning i pilotskala anslöts efter ordinarie avloppsreningsverk för att se om bakterier kan selekteras fram för att bryta ned läkemedelsrester. MBR-anläggningen visade generellt endast en liten reduktion av utgående läkemedelsrester. I några fall – för metronidazol, naproxen, östron, ibuprofen och kodein – var dock reduktionen högre än 70 procent. (Dlugolecka 2007)

Läkemedelssubstanserna ibuprofen, naproxen, mefenamsyra, ketoprofen och diklofenak följdes genom fyra olika reningssteg i tre olika avloppsreningsverk i USA. För de nämnda substanserna hade de flesta reducerats med mellan 51 och 99 procent efter biosteget. Biosteget i sig var det viktigaste reningssteget. I studien följdes också koffein och triklosan. Adsorption till partiklar var betydelsefull endast för triklosan. De övriga molekyler fanns i jonform och var därmed vattenlösliga. (Thomas 2005)

Reduktionen av rester från sex läkemedel följdes i ett japanskt avloppsreningsverk med konventionellt aktivslamsteg som också jämfördes med två olika membranbioreaktorer (MBR). Slamåldern var 7 dygn i den konventionella anläggningen och 15 respektive 65 dygn i de två membranbioreaktorerna. Reduktionsgraden

varierade för olika ämnen. MBR-anläggningen som drevs vid 65 dygn uppvisade klart bättre resultat än MBR-anläggningen med en slamålder av 15 dygn. Speciellt tydlig var förbättringen av reduktionen av ketoprofen och diklofenak. Mätning gjordes även på slammets innehåll av substanserna. Adsorptionskapaciteten var mycket stor i MBR-slammets, vilket förklaras med slammets stora yta – hög slamhalt och små flockar. Trots den stora sorptionskapaciteten var den dominerande mekanismen biologisk nedbrytning. Nedbrytningen av diklofenak föreföll ske mycket långsamt. (Kimura 2007)

I en italiensk studie utvärderades både biologisk behandling av läkemedelsrester och deras potentiella toxiska effekt i biologisk rening. Läkemedlen valdes ut bland de ämnen som förekom med högst halter i italienska avloppsreningsverk. De undersökta substanserna var ranitidin, atenolol och lincomycin. Syntetiskt avloppsvatten tillfördes SBR-reaktorer i laboratorieskala. Slamåldern var 8 respektive 14 dygn i SBR-reaktorerna. Reaktorerna drevs med luftade och anoxiska perioder och med höga koncentrationer av läkemedel: 2, 3 och 5 mg/liter. I de fallen användes riktigt avloppsvatten. Parallellt undersöktes reduktionshastigheten för läkemedels-substanser och kväve. Toxicitetstest med en biosensor användes. Slutligen undersöktes adsorption av substanser till aktivt slam. De olika ämnena uppvisade olika egenskaper med avseende på nedbrytbarhet och toxicitet. Ranitidin uppvisade låg reduktion, 17–26 procent, och en kronisk inhibering av nitrifikationen. Lincomycin hade signifikant nitrifikationshämmande verkan. Värt att notera är att de undersökta koncentrationerna är ungefär tusen gånger högre än de naturligt förekommande. Atenolol visade högre reduktionshastighet än ranitidin och bättre reduktion i syntetiskt än i verkligt avloppsvatten. (Carucci 2006)

I en europeisk studie föreslås ett enkelt system för att klassificera nedbrytbarheten av mikroföroreningar som exempelvis läkemedelsrester. Biologisk nedbrytning av 25 ämnen studerades. Satsvisa försök gjordes vid koncentrationer som normalt uppmäts i avloppsreningsverk. Nedbrytningen följer pseudo första ordningens kinetik. Det innebär att nedbrytningen är proportionell mot ämnets koncentration; hög halt ger snabbare nedbrytning. Med pseudo menas att nedbrytningshastigheten också beror av något annat. Det mest sannolika är att slamåldern påverkar nedbrytningshastigheten. Med första ordningens kinetik ger utspädning av avloppsvatten lägre nedbrytningshastighet. Urinsorterande system har då en fördel. Nedbrytningskonstantens storlek ligger till grund för den föreslagna klassificeringen. I studien visar sig bara fyra av de undersökta 35 substanserna brytas ned med minst 90 procent. Sjutton ämnen bröts ned mindre än 50 procent. Slutsatsen är att biologisk rening inte är tillräckligt effektivt för nedbrytning av läkemedelsrester. Studien visar också att indelning av den biologiska reningen i flera zoner förbättrar nedbrytningen. (Joss 2006)

Ciprofloxacin, sulfametaxazol, tetracyklin och trimetoprim undersöktes i fyra fullskaliga avloppsreningsverk i USA med sinsemellan olika reningsteknik. De uppmätta halterna av antibiotika i inkommande vatten var i samma storleksordning som i ett avloppsreningsverk där bakterierna i en annan undersökning visat resistens. Slamåldern är en viktig parameter för nedbrytning av antibiotika. Hög slamålder, 49 dygn, som hölls i ett nitrifikationssteg uppvisade bättre nedbrytning. Des-

infektion med UV-ljus verkar inte ha någon effekt för nedbrytning av antibiotika. Kemisk nedbrytning med klorbaserade desinfektionsmedel kan fungera. Kombination av kemisk-fysikaliska metoder med optimerad biologisk rening kan förbättra reduktionen av läkemedelsrester. (Batt 2007)

Förekomsten av åtta läkemedelssubstanser undersöktes i in- och utgående vatten från tolv avloppsreningsverk i Finland. Fyra betablockerare studerades: acebutolol, atenolol, metoprolol och sotalol. Ett antiepileptika (karbamazepin) och tre fluorokinoloner (ciprofloxacin, norfloxacin och ofloxacin) följdes också. I behandlingen reducerades över 80 procent av fluorokinolonerna. Karbamazepin avskildes inte alls, utan högre halter uppmättes i utgående vatten. Ökningen av karbamazepin berodde sannolikt på att gluconsyrakonjugat av karbamazepin som fanns i inkommande vatten bröts ned till modersubstansen i avloppsreningsverket. Betablockerarna avlägsnades i medeltal mindre än 65 procent, med stor spridning mellan avloppsreningsverk. Särskilt utspädning med dagvatten och kortare uppehållstider i verket försämrade reduktionen av betablockerare. Författaren bedömer att reduktionen av speciellt karbamazepin och betablockerare måste förbättras för att förhindra att de sprids i vattenmiljön. Försök gjordes med ett avslutande denitrifierande biofilter vilket inte bidrog till ytterligare rening av de i studien ingående substanserna. Ingen analys gjordes av slamkoncentrationerna. Studien bekräftar *inte* hypotesen att högre slamålder och kvävereduktion ger högre reduktion av de nu studerade läkemedelsresterna. (Vieno 2007)

I en schweizisk studie undersöktes reduktionen av sulfonamider, macrolider och trimetoprim i olika typer av avloppsreningsverk. Förbehandling uppvisade låg reduktion av de studerade ämnena, i medeltal 10 procent. Sulfametoxazol reducerades med 60 procent i vanliga aktivslamverk men till 80 procent i en MBR-anläggning, oberoende av slamåldern. Reduktionen av macrolider och trimetoprim varierade mellan verk och mättillfälle. I MBR-reaktorn var reduktionen 50 procent vid både 16 och 33 dygns slamålder. Trimetoprim, clarithromycin och dehydroerythromycin visade upp till 90 procent reduktion vid 60–80 dygns slamålder, vilket korrelerar med minskad substratbelastning. Selektion av biomassan kan vara en möjlig förklaring till den högre avskiljningen. De två undersökta sandfiltren uppvisade olika resultat. Det ena gav mellan 17 och 90 procent reduktion av olika läkemedel, medan det andra sandfiltret inte gav någon reduktion alls. Filtret som avskilde läkemedel antas ha en högeffektiv och komplext sammansatt biofilm som resultat av att inkommande vatten till det filtret luftas. Reduktionen genom sorption för de studerade substanserna i biosteget var mindre än 6 procent. Inget temperaturberoende för reduktionen noterades, vilket normalt är fallet för aktivt slam. Trots att processoptimering med höga slamåldrar kan tillgripas, bedömer författarna att kompletterande processer såsom ozonering är nödvändiga om halterna ska reduceras ytterligare. Nedbrytningsprodukter är viktiga att följa i framtida forskning. (Göbel 2007)

Mätning av en rad läkemedel i avloppsvatten har utförts i Japan. Generellt sett är koncentrationerna av läkemedel endast 10 procent av de halter som uppmäts i Europa och USA. Orsaken anges vara lägre konsumtion av läkemedel i Japan. Aspirin, ibuprofen och thymol reducerades med mer än 90 procent i avloppsre-

ningsverk. Ketoprofen och naproxen uppvisade mindre än 50 procent reduktion. Crotamiton, som är ett antiskabbmedel, föreslås som en markör i avloppsvatten eftersom det förekom i högre halter än andra ämnen i utgående vatten. (Nakada 2006)

I en spansk studie följdes 13 olika läkemedelsrester och kosmetiska produkter genom olika enhetsoperationer i ett avloppsreningsverk med en anslutning av 100 000 personer. Processen bestod av förbehandling med grov- och fingaller, sandfång och fettfång samt aktivslamsteg. I förbehandlingen avlägsnades endast parfymämnen, mellan 20 och 50 procent för galaxolid och tonalid. Den biologiska reningen avskilde mellan 35 och 75 procent för alla de undersökta ämnena, med undantag av iopromid som inte reducerades alls. Den totala reduktionen över reningsverket var 70–90 procent för parfymämnen, 45–70 procent för sura föreningar, 67 procent för östradiol och 57 procent för sulfametaxazol. (Carbella 2005)

I en nordamerikansk studie diskuteras om våtmarker kan vara en effektiv process för att reducera läkemedelsrester. I våtmarker kan en rad processer ske: fotolys, växtupptag, mikrobiell nedbrytning och sorption till jordpartiklar. Det saknas dock tillräckligt med fullskaledata för att kunna dra slutsatser. Laboratorieförsök finns emellertid redovisade. Av nio undersökta läkemedelssubstanser återfanns fyra i utloppet från våtmarken. (White 2006)

Ett fåtal svenska avloppsreningsverk har en våtmark som avslutande process. Vanligen anläggs våtmarken för att förbättra kvävereningen. I litteraturen återfinns ett fåtal artiklar kring reduktionen av läkemedelsrester i våtmarker. Av detta kan slutsatsen dras att fler undersökningar måste till av våtmarker. Det är ofta svårt att göra säkra balanser över våtmarker eftersom det sker utspädning med regn- och grundvatten. Dessutom är den långsiktiga adsorptionen ett frågetecken.

Rötning av slam är vanligt förekommande på avloppsreningsverk. Normalt studeras bara reduktionen av läkemedelsrester i vattenfas över reningsverket. Samtidigt återfinns en del läkemedelsrester i slam, exempelvis har fluorokinoloner uppmätts i höga koncentrationer. Därför är det intressant att följa vad som sker med läkemedelsrester i slambehandlingen. Men i litteraturen finns det begränsat med data inrapporterade.

En undersökning av hur några läkemedelsrester påverkas av rötning gjordes i EU-projektet Poseidon. Två pilotrötkammare testades vid mesofil (37 °C) och termofil (55 °C) rötning. Rötkamrarna tillfördes en blandning av primär- och överskottslam. En säkerställd anaerob biologisk nedbrytning till mer än 80 procent var bevisad bara för naproxen och sulfametoxazol. Adaptation av slammet till läkemedelsrest, kraftfull kemisk förbehandling vid pH 12 i 24 timmar eller upphettning till 130 °C i 1 timme hade bara mindre effekt på avskiljningen. (Poseidon 2004)

Sammanfattningsvis kan sägas att den senaste litteraturen visar att dagens reningsverk inte avskiljer de undersökta läkemedelsresterna fullständigt. Avskiljningen varierar mellan olika processer. Rötning avskiljer endast ett fåtal substanser, men uppföljningen är idag mycket begränsad. Även våtmarker måste undersökas ytterligare.

11.1.3 Läkemedelsrester i slam för jordbruksändamål med mera

I Norge gjordes år 2005 en litteraturgenomgång av läkemedelsrester i slam. Slutsatsen från genomgången är att inte många av läkemedelsresterna hamnar i slam. Några ämnen är dock viktiga, speciellt antibiotika och könshormoner. Litteraturstudien återger erfarenheter från fullskala som visar att fluorokinoloner, östrogener, androgener och progesteroner förekommer i avloppsslam. Hormonliknande ämnen såsom nonylfenoler, ftalater och PCB förekommer också i slam. Östrogenerna avkiljs inte speciellt mycket i rötkamrarna. Halterna av fluorokinoloner är relativt höga, på nivån mg/kg TS. (Aquateam 2005)

Den norska litteraturstudien diskuterar vad som händer med läkemedel i slam för jordbruksanvändning. Det är mestadels veterinärmedicinska substanser via gödsel till jord som studerats. Tillförseln av antibiotika från slam och gödsel till jord kan medföra en rad processer:

- adsorption och bindning till jordpartiklar – minskar antibiotikas effekt i jord
- mobilitet och transport – antibiotika har generellt sett låg löslighet från jord
- nedbrytning och aktivering – makrolider och penicilliner bryts ned snabbt, fluorokinoloner mycket långsamt
- effekter på ackumulering i jordlevande organismer – risk för resistens
- upptag i växter och inverkan på dessa – ingen effekt med nuvarande koncentrationer

Processerna gäller huvudsakligen för antibiotika, men i viss mån även för hormoner.

Den norska litteraturstudien återger att ett antal undersökningar visar att antibiotika i gödsel har negativa effekter på mikroorganismerna. Antibiotikaresistens kan teoretiskt ske antingen genom spridning av redan resistenta bakterier med avloppsslam, eller genom att antibiotika i slammet gjort bakterierna resistenta. Ökad slamgiva gav ökad mängd resistenta bakterier. De norska författarna anser att de inhemska förhållandena medför liten risk för spridning av antibiotikaresistens med slam tack vare kravet på hygienisering av allt slam som ska användas i jordbruk. Den kraftfulla behandlingen gör att risken för att resistenta bakterier ska överleva är liten. Detta tillsammans med att slam bara får tillföras jordbruksmark vart tionde år gör att risken för antibiotikaresistens i jorden är mycket liten. Liknande regler förväntas bli införda även i Sverige.

Den norska branschorganisationen NORVAR drog år 2005 slutsatsen att det inte går att göra någon generell riskbedömning för läkemedelsrester (Aquateam 2005).

11.1.4 Sammanfattning

Kunskapen om läkemedelsrester i avloppsreningsverk är under uppbyggnad. Analysdata ökar i omfattning, speciellt för avloppsvatten, men betydligt mindre för slam.

Den nedbrytning som sker av vissa läkemedel är koncentrationsberoende. En högre koncentration ger snabbare nedbrytning. Detta talar för att dagvatten inte bör ledas till avloppsreningsverk.

Reduktionen av läkemedelsrester varierar från verk till verk och är olika för olika substanser. Avloppsreningsverkens processer bedöms inte påverkas av de låga koncentrationer av läkemedelsrester som förekommer. Enligt en norsk studie (Aquateam 2005) bedöms slammet inte innehålla sådana halter av läkemedelsrester att det inte kan användas i jordbruk. Antibiotikaresistens i slam bedöms som en mindre risk men bör beaktas i framtida studier.

Helt klart är att dagens avloppsreningsverk inte tar bort alla läkemedelssubstanser, utan många av de studerade läkemedlen återfinns till en del i utgående avloppsvatten.

11.2 Möjligheter att förbättra reningseffektiviteten i dagens avloppsreningsverk

Läkemedelssubstanserna är generellt sett svårflyktiga och kommer inte att drivas av till luften. Adsorption av läkemedelsrester till slam (avskiljning) kan vara av stor betydelse; graden av adsorption varierar mellan olika läkemedel och är olika för olika slamtyper. Vissa läkemedelssubstanser kan brytas ned biologiskt inom rimlig tid. Nedbrytningen av läkemedelssubstanser beror både på ämnets koncentration och slammets sammansättning, som i sin tur beror av slamåldern. Vid slamåldrar under 3 dygn är nedbrytningen mycket dålig, men ökar snabbt vid slamåldrar upp mot 10 dygn. Över 15 dygn vinner man inte mycket extra, med några rapporterade undantag.

En hypotes, i enlighet med det här resonemanget, är att avloppsreningsverk med utbyggd kväverening generellt uppvisar bättre reduktion av läkemedelsrester än verk utan utbyggd kväverening. Orsaken till förbättringen anges just vara den högre slamåldern i avloppsreningsverk med utbyggd kväverening. Men den längre uppehållstiden i aktivslamsteget bidrar säkert också den till ökad nedbrytning, med hänsyn till att nedbrytningshastigheten anges vara av första ordningen, det vill säga koncentrationsberoende.

Möjligheten att förbättra reduktionen av läkemedelsrester i existerande avloppsreningsverk är begränsad. Utbyggnad av kväverening eller höjning av slamåldern i aktivslamsteget med ett antal dygn kan förbättra reduktionen för ett antal substanser, men inte för alla. Någon total reduktion kan långt ifrån påräknas i dagens kommunala avloppsreningsverk.

Behandling av källsorterad urin med avseende på läkemedelsrester kan vara ett sätt att dels få effektivare lokal rening, dels mindre belastning på avloppsreningsverken. För närvarande är insamlingen av urin marginell. Inom rimlig tid kommer urinsortering inte att vara ett realistiskt alternativ till att införa kompletterande processer på avloppsreningsverk om det skulle visa sig att det behövs.

11.2.1 Mekanismer för reduktion av läkemedelsrester i avloppsreningsverk

Det finns tre huvudvägar för reduktion av läkemedelsrester i dagens avloppsreningsverk: avdrivning till luft (strippning), adsorption till partiklar (slam) och biokemisk transformering (biologisk nedbrytning).

11.2.1.1 STRIPPNING – AVDRIVNING

Avdrivningen beror på hur mycket luft som kommer i kontakt med avloppsvattnet. Sambandet beskrivs enligt Henrys lag där koncentrationen i luft står i jämvikt med koncentrationen av ämnet i vattenfasen. Fördelningen av ämnet mellan vatten och luft beror på hur flyktigt ämnet är och bestäms eller beräknas som en konstant – Henrys konstant – som varierar mycket mellan olika ämnen. Normalt har läkemedelssubstanser en mycket låg Henrys konstant ($<10^{-5}$) eftersom ämnet ska ha effekt i blodet. Det låga värdet visar att läkemedelssubstanserna är svårflyktiga och normalt inte ska drivas av till atmosfären i avloppsreningsverk.

För de utvalda ämnen som studeras i det pågående läkemedelsprojektet i Stockholm varierar Henrys konstant mellan $1,8 \cdot 10^{-29}$ och $4,6 \cdot 10^{-8}$ (Kemi och Miljö 2006). Sammanfattningsvis sker ingen eller mycket liten avdrivning av läkemedelssubstanser i avloppsreningsverk (Ternes 2006, Poseidon 2004).

11.2.1.2 ADSORPTION TILL SLAM

Adsorption av läkemedelsrester till partiklar sker dels till primärslam i försedimentering, dels till överskottslam i den biologiska reningen. Adsorptionen är relativt snabb och antas hinna ställa in sig i jämvikt under uppehållstiden i respektive behandlingssteg i ett avloppsreningsverk. Adsorptionen anges som en sorptionskoefficient, K_d . Koncentrationen av ett ämne som adsorberats på slam är proportionell mot koncentrationen i lösningen.

I tabell 9 görs en jämförelse av litteratordata för sorptionskoefficienten K_d . Ett högt värde för sorptionskoefficienten innebär hög adsorption. Läkemedelssubstanserna visar stor skillnad i sorption till olika typer av slam. Exempelvis har ciprofloxacina en tio gånger högre adsorption till överskottslam än till primärslam. Diklofenak har motsatta egenskaper, det vill säga lägre adsorption till överskottsslam än till primärslam.

Tabell 9. Sorptionskoefficient för utvalda läkemedel till olika slam (Ternes 2006).

Substans	K_d primärslam	K_d överskottslam	$\log K_{ow}$
Ciprofloxacina	$2,6 \pm 1,6$	$26 \pm 7,3$	0,2
Norfloxacina	$2,5 \pm 1,5$	37 ± 13	1,0
Sulfametoxazol		$0,26 \pm 0,17$	0,5
Cyklofosfamid	0,055	0,0024	0,8
Diazepam	0,044	0,02	2,9
Diklofenak	0,46	0,016	4,3
Naproxen		0,013	3,2
Paracetamol		$<0,001$	0,5

De mest fettlösliga ämnena binds i större utsträckning till slammet, både till primärslammet och till bioslammet. Tabell 9 visar att det inte finns något enkelt samband mellan adsorption och fettlösligheten hos ett ämne, mätt som $\log K_{ow}$ (se bilaga 5). Positivt laddade föreningar har större tendens att binda till det negativt laddade bioslammet. Lägre pH i vattnet ger större affinitet till slam för många substanser (Cerne 2006).

Tabell 10 visar $\log K_{ow}$ -värden för de flesta av de utvalda substanserna i Stockholm Vattens läkemedelprojekt. Ämnen med låg sorptionspotential är markerade med grönt i tabellen. Ämnen med normal sorptionspotential är markerade med gult, och ämnen med hög sorptionspotential är markerade med rött. Exempelvis har diklofenak hög sannolik adsorption, medan alendronat har låg adsorption.

Aktivt slam i membranbioreaktorer (MBR) rapporteras ha högre adsorptionsvärden än konventionella aktivslamanläggningar. En hypotes är att flockarna där är fler, mer hydrofoba och mindre till storleken.

Tabell 10. $\log K_{ow}$ för utvalda läkemedelssubstanser. Rödmarkerade har hög, gulmarkerade har normal och grönmärkade har låg sorptionspotential, enligt definition i bilaga 5.

Substans	$\log K_{ow}$	Substans fortsättning	$\log K_{ow}$
Alendronat	-4,5	Iohexol	-2,9
Amlodipin	2,1	Ipratropium	-0,7
Atenolol	0,2	Isosorbidmononitrat	-0,3
Atorvastatin	6,4	Kandesartan	6,8
Bendroflumetiazid	1,9	Ketoprofen	3,1
Bleomycin	-7,6	Losartan	3,5
Budesonid	2,4	Metformin	-2,6
Cefuroxim	0,1	Metoprolol	1,9
Cetirizin	-0,6	Naproxen	3,2
Ciprofloxacin	0,2	Omeprazol	2,2
Citalopram	3,7	Oxazepam	2,2
Cyklofosamid	0,8	Paracetamol	0,5
Cytarabin	-2,5	Prednisolon	1,5
Desloratadin	4,6	Propiomazin	4,7
Dextropropoxifen	4,2	Ramipril	3,3
Diazepam	2,9	Ranitidin	0,3
Diklofenak	4,3	Sertralin	3,7
Doxycyklin	0,0	Simvastatin	4,7
Enalapril	0,8	Sulfametaxazol	0,5
Felodipin	4,2	Terbutalin	0,9
Fentanyl	4,0	Timolol	1,8
Fluorouracil	-0,9	Tramadol	2,8
Furosemid	-0,9	Trimetoprim	0,8
Glibenklamid	4,8	Zolpidem	3,9
Hydroklorotiazid	-0,1	Zopiklon	1,9

11.2.1.3 PÅVERKAN AV KEMISK FÄLLNING

Järn- och aluminiumsalter som används vid kemisk fällning förbättrar avskiljningen av substanser med hög sorptionskoefficient, till exempel simvastatin och diklofenak. Däremot påverkas mer polära föreningar, som till exempel diazepam och

karbamazepin, mindre av den kemiska fällningen. pH-värdet har stor betydelse för avskiljningen. I de flesta kommunala avloppsreningsverk ligger dock pH-värdet runt neutralt värde (6,6–7,5) varför avskiljningen mer beror på mängden fettlösliga substanser och reningsstegets avskiljning av slam – partikulärt material (Ternes 2006).

En slutsats av många studier är att avskiljning genom sorption på suspenderat material är en viktig mekanism för hydrofoba och positivt laddade föreningar (Poseidon 2004).

Sammanfattningsvis är skattningar och modeller av fördelningen av läkemedelsrester mellan avloppsvatten och slam svåra att bekräfta i dagsläget. Fortfarande är analys av den faktiska avskiljningen till slam den mest korrekta beskrivningen.

11.2.1.4 BIOLOGISK AVSKILJNING OCH NEDBRYTNING

För de biologiskt relativt lätt nedbrytbara ämnena beror reduktionen i första hand på slamåldern i det biologiska steget. Vid slamåldrar under 3 dygn är nedbrytningsen mycket dålig, men ökar snabbt vid slamåldrar upp mot 10 dygn. Över 15 dygn vinner man inte mycket, åtminstone inte under relativt korta försök. Förbättringen vid högre slamålder beror på att fler långsamväxande bakterier har chans att etablera sig. Det är den första förutsättningen, men slambelastningen bör ändå inte vara för hög. Att det är en biologisk process märks också på att aktiviteten går ner under vintern med kallare vatten. (Cerne 2006)

Med en membranbioreaktor (MBR) kan man nå mycket höga slamåldrar. Det är dock tveksamt om man vinner så mycket med extrema åldrar, och flera studier visar på minst lika bra nedbrytning i ett normalt biosteg med samma extrema slamålder. Det har också visats att den specifika nedbrytningshastigheten räknat på slammängden ofta är lägre i en MBR. Skälet att använda MBR skulle alltså mest vara att det är svårt att driva ett aktivslamsteg med för hög slamålder utan att få slamproblem.

Ett sätt att komma längre med biologi i ett befintligt verk är att man efter den ordinarie behandlingen med aktivslam och kvävereduktion lägger till ett kort steg (uppehållstid 5–10 minuter) med antingen MBR med mycket hög slamålder, eller mycket billigare ett steg med bärrmaterial. Förutsättningen är att den ordinarie reningen är effektiv så att slamtillväxten av normala heterotrofa bakterier är liten i slutsteget.

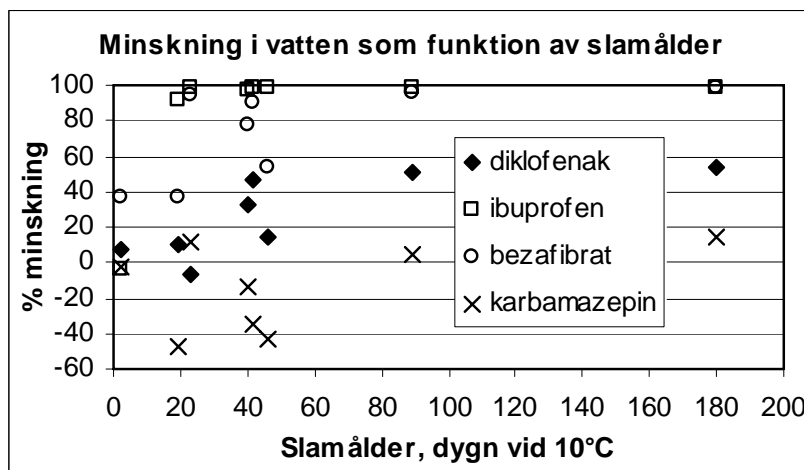
En viktig slutsats från EU-projektet Poseidon är att nedbrytningen av läkemedelssubstanser sker enligt en pseudo första ordningens kinetik. Nedbrytningen beror både på ämnets koncentration och slammets sammansättning, som i sin tur beror av slamåldern. En annan slutsats är att slamålder, antalet reaktorer i serie och utspädningen av spillvatten med dagvatten är viktiga parametrar som påverkar effekten i biosteget. (Poseidon 2006)

11.2.1.5 HÖG SLAMÅLDER I BIOSTEGET

I biologiska system med hög slamålder kan organismer som växer långsamt hållas kvar och bryta ner föreningar som är svåra för de dominerande organismerna. Den höga slamåldern kan uppnås med normal behandling med aktivslam, men antagli-

gen bättre med immobiliserade system (biofilmsprocesser på bärarmaterial) eller membranbioreaktorer (MBR).

Resultat från två undersökningar (Clara med flera 2005a och b) med olika system med varierande slamålder har justerats för olika temperaturer och sammanfattas i figur 10.



Figur 10. Inverkan av slamålder på minskningen av halten för fyra läkemedel i avloppsvattenrening.

Tyvärr finns det inte mer data i det tekniskt mest intressanta området under 30–40 dygn (observera att data är omräknade till slamåldern vid 10 °C). Uppgifter om slambelastning i de olika systemen saknas också. Det ser dock ut som om:

- karbamazepin inte bryts ner oberoende av slamålder
- diklofenak tycks brytas ner i ökande grad när slamåldern ökar från 20 till cirka 60 dygn
- bezafibrat bryts ned fullständigt vid slamåldrar över 90 dygn, ökande nedbrytning med slamåldern i intervallet 2 till 50 dygn
- ibuprofen är lätt att bryta ned/omvandla, men 2,6 dygns slamålderräcker inte.

Den extrema slamåldern 550 dygn gav inte bättre resultat än 89 dygn.

I en annan undersökning studerade man slamåldrar bara upp till 20 dygn. Så långt syntes ingen klar ökning av nedbrytningen av diklofenak, och slamåldern 4 dygn räckte för bra nedbrytning av ibuprofen (Lishman med flera 2006). Resultaten stämmer väl med de tidigare citerade undersökningarna.

I en japansk undersökning jämfördes nedbrytningen av ett antal läkemedels-substanser i ett avloppsreningsverk med aktiv slam och slamåldern 7 dygn med den i två små MBR med slamåldern 15 respektive 65 dygn (Kimura med flera 2007). De fann klart bättre nedbrytning av klofibrinsyra, diklofenak, ketoprofen och mefenamsyra vid 65 dygns slamålder.

I undersökningar vid Sjöstadverket i Stockholm (Stockholm Vatten opublicerat 2007) såg man ingen genomgående bättre nedbrytning för någon av ett femtiotal studerade föreningar i en membranbioreaktor med hög slamålder jämfört med ett

normalt system med aktivslam och normal slamålder. Enstaka provomgångar tydde på skillnader, men det var inte genomgående för alla försök.

Fastän MBR inte ökar avskiljningen av läkemedelsrester rekommenderas ändå denna process eftersom bakterierna avskiljs av membranet, en säkerhetsbarriär, speciellt om vattnet ska återanvändas för bevattning eller infiltration (Poseidon 2004).

11.2.1.6 NEDBRYTNING UNDER SYRERIKA OCH SYREFRIA FÖRHÅLLANDEN

De flesta läkemedelssubstanser bryts ned/omvandlas bättre aerobt än anaerobt. Studier med olika reningsmetoder för avloppsvatten vid Hammarby Sjöstads försöksanläggning antydde ändå att för en del föreningar verkar en kombination av aerob och anaerob behandling vara effektivare än enbart aerob (Stockholm Vatten 2007).

Ett rent anaerobt steg har inte visats ha någon positiv effekt för de flesta föreningar. Vid rötningen av slam påverkas de flesta adsorberade ämnena inte, annat än att de kan frigöras. Undantag är till exempel naproxen och sulfametoxazol som bryts ned bra både mesofilt och termofilt (Cerne 2006).

För två läkemedelssubstanser, citalopram och ranitidin, var halten ut från ett avloppsreningsverk med kombinerad anaerob och aerob behandling mindre än en tredjedel av halten efter enbart aerob behandling i de båda provtagningarna. Det samma gällde i bara en av de två provtagningarna för atenolol, clozapin, erythromycin, metronidazol, propranolol, xylometazolin, hydroklortiazid och ketokonazol. I den andra provtagningen var halterna ungefär lika eller till och med högre efter den anaeroba linjen. Det var en vecka mellan provtagningarna, och det visar tydligt att faktorer som man inte har någon kontroll över inverkar på resultaten. (Stockholm Vatten och IVL 2007)

Ett annat sätt att studera anaerob nedbrytning är att studera vad som händer med halterna i slammet under anaerob rötning. Analyser utförda på slam från Linköpings avloppsreningsverk visar mer än tio gångers minskning av halten av fyra föreningar från råslam till rötat slam (SLL 2007). De fyra är atenolol, metoprolol, naproxen och paracetamol. Tyvärr sammanfaller de dåligt med resultaten från Hammarby Sjöstad. Det är därför svårt att säga något säkert om eventuell anaerob nedbrytning.

11.3 Möjligheter med kompletterande renings-teknik

Under senare år har möjligheterna att avlägsna läkemedel i avlopp med vissa riktade åtgärder påbörjats. Bland dessa har utveckling av nya och effektivare reningsmoment i reningsprocessen fått särskild betydelse. I Tyskland och Schweiz (Hubber 2005, Ternes 2003) har omfattande studier av rening av läkemedelsrester och nya reningsmetoder inletts. De kompletterande teknislösningar som idag finns framme bygger antingen på nedbrytning, oftast oxidation, eller avskiljning och koncentrerings till en restprodukt. Företrädesvis kan behandlingsstegen placeras som avslutande reningssteg i reningsverket.

I Sverige tillämpas idag ingen effektiv metod för reduktion av läkemedelsrester i samband med kommunal avloppsrening. Insatserna för utveckling av nya metoder har hittills också varit begränsade, men Stockholm Vatten driver sedan 2005 ett läkemedelsprojekt för att studera källor, nuvarande och framtida reningsprocesser samt effekter på vattenlevande organismer.

Forskning pågår om kompletterande rening av renat avloppsvatten. Kanske kan det bli möjligt i framtiden att bygga på extra reningssteg för att avlägsna en del av de substanser ur utgående avloppsvatten som den nuvarande reningsprocessen inte klarar av att ta bort. Där är läkemedel en viktig grupp, men det finns också andra kemikalier vars halter skulle minska via sådana komplement. De nya processerna är ozonering, UV/väteperoxid, UV/titandioxid, membranfiltrering och filtrering genom aktivt kol.

11.3.1 Oxidation av avloppsvatten med ozon

Vid behandling av vatten/avloppsvatten kan man använda ozon för att ta bort färg, smak och lukt. Ozon dödar också bakterier och virus ur vatten. Man kan även oxidera järn, magnesium, cyanid, fenol, bensen, klorfenol, atrazin och andra föroreningar.

Under normalt tryck och temperatur har ozongas blå färg och intensiv lukt. Gasen är dubbelt så tung som vanlig luft. Ozon produceras genom att en elektrisk ström leds genom ren syrgas eller luft; då bildas syreradikaler som i sin tur reagerar med varandra. Av tre syremolekyler bildas två ozonmolekyler. Reaktionen är reversibel, och en del av ozongasen omvandlas till syrgas igen varvid energi frigörs. Den kemiska formeln för ozon är O_3 . Ozon används som oxidationsmedel. Tabell 11 visar en jämförelse av oxidationskraften hos några olika oxidationsmedel.

Tabell 11. Oxidationskraften hos några olika oxidationsmedel, baserad på klor som referens (EPRI 1996).

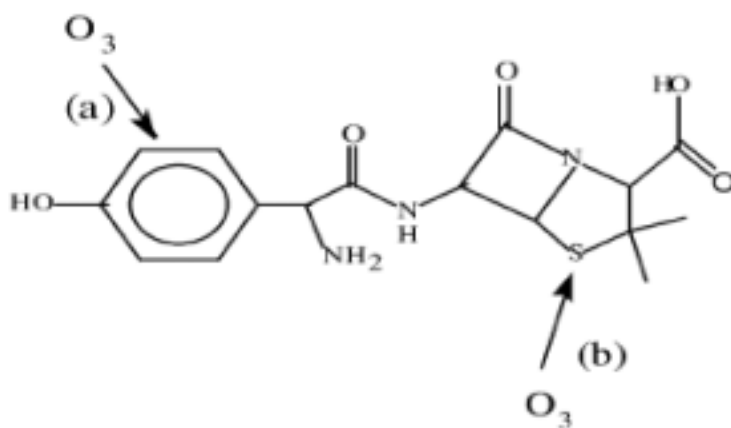
Oxidationsmedel	Oxidationskraft
Klor (Cl_2)	1,0
Väteperoxid (H_2O_2)	1,31
Ozon, (O_3)	1,52
Syreradikaler ($O\cdot$)	1,78
Hydroxylradikal ($OH\cdot$)	2,05

När ozon sönderfaller i vatten bildas det hydroxylradikaler ($OH\cdot$). Under ozonering kan föroreningar oxideras direkt med ozon eller med OH -radikaler. Reaktion med ozon är selektiv och de föroreningar som reagerar direkt med ozon är relativt lätta att oxidera. Mer svårnedbrytbara föreningar kan behöva närvaro av OH -radikaler för att brytas ned (Hubber 2005). Vid ozonets reaktion med molekyler som reagerar med ozon bildas föreningar som i sin tur kan reagera med OH -radikaler. Detta påskyndar oxideringen. Som regel brukar reaktioner med ozon vara av andra ordningen (EPRI 1996). Det innebär exempelvis att en dubblerad koncentration ger fyra gånger högre reaktionshastighet.

Ozon i tillräcklig mängd och under rätt betingelser kan oxidera de flesta organiska föreningar. Vid 10–20 °C och neutrala pH-värden (runt 7) behövs det dock

höga doser för att oxidera hela vägen till koldioxid och vatten. Ofta stannar oxidationen vid ättiksyra. Det är också tillräckligt, antingen om man har ett efterföljande biologiskt steg eller i praktiken även utan det. Den totala mängden BOD (biokemisk syreförbrukning) som kan bildas från delvis oxiderade läkemedelsrester är bara något mg per liter. Det gäller att undvika att samtidigt oxidera huvuddelen av de cirka 30 mg COD (kemisk syreförbrukning)/liter som normalt finns i det renade vattnet till BOD. Ozonbehandlingen bör göras efter den ordinarie biologiska reningen, annars kommer det att gå åt alltför stora mängder ozon för att oxidera föreningar som är lätta att bryta ned (Cerne 2006).

En undersökning av oxidering av läkemedelssubstanserna klobibrinsyra, ibuprofen och diklofenak visade att oxideringen sker inom de första sekunderna när ozongas tillsätts (Zwiener med flera 2000). Ozongasen oxiderar molekylerna selektivt. En studie visade att vid selektiv oxidering attackerar ozonmolekylen funktionella grupper, som aminogruppen i diklofenak. En annan studie gällande ozonering av antibiotikan amoxicillin visade att förutom aminogrunder kan även andra funktionella grupper som bensenringar och svavelatomer vara möjliga reaktionsangrepp för ozonmolekylen (Andreozzi med flera 2005). Vilken funktionell grupp som reagerar med ozon beror på betingelserna i vattnet, till exempel pH-värdet. I figur 11 visas några möjliga reaktionsplatser för ozonmolekylen på molekylen av amoxicillin.



Figur 11. Ozonmolekylens reaktion med amoxicillin (Andreozzi med flera 2005).

Biprodukter som bildas efter selektiv reaktion med ozon reagerar vidare med OH-radikaler och oxideras. Reaktion med radikaler orsakar en kedja av reaktioner. Därför behövs oftast endast små doser av ozongas till oxidering.

Från litteraturen kan man dra slutsatsen att oxidering med ozon och dess reaktion med funktionella grupper i molekylerna oftast resulterar i eliminering av läkemedlets farmakologiska effekt. Den östrogena effekten av 17 α -etinylestradiol reducerades proportionellt med tillsatta ozondoser (Hubber 2004).

Försök har gjorts med ozon i rent vatten med tillsatta läkemedel, syntetiska avloppsvatten och i verkliga utlopp från avloppsreningsverk. De flesta föreningar

oxideras (ursprungssubstansen försvinner) till 85–99 procent med doser kring 5 mg ozon/liter och 3 minuters uppehållstid i verkliga vatten. Östrogena effekter försvinner totalt, och andra toxiska föreningar tycks inte bildas. Kontrastvätskor oxiderades bara delvis (Cerne 2006).

Ozonering som avslutande steg förbättrar nedbrytningen av läkemedelsrester. En fullständig nedbrytning av allt organiskt material är inte eftersträvänsvärt på grund av den höga energianvändningen för framställning av ozon. En delvis nedbrytning av läkemedelsrester kan förväntas öka nedbrytningen i eventuell passage genom mark, vid till exempel bevattning. Bland annat därför rekommenderas ozonering före återanvändning av avloppsvatten. Ozonering har bland annat fördelarna att avloppsvattnet desinfekteras och att många läkemedel oxideras mycket effektivt vid ozonering (Poseidon 2004).

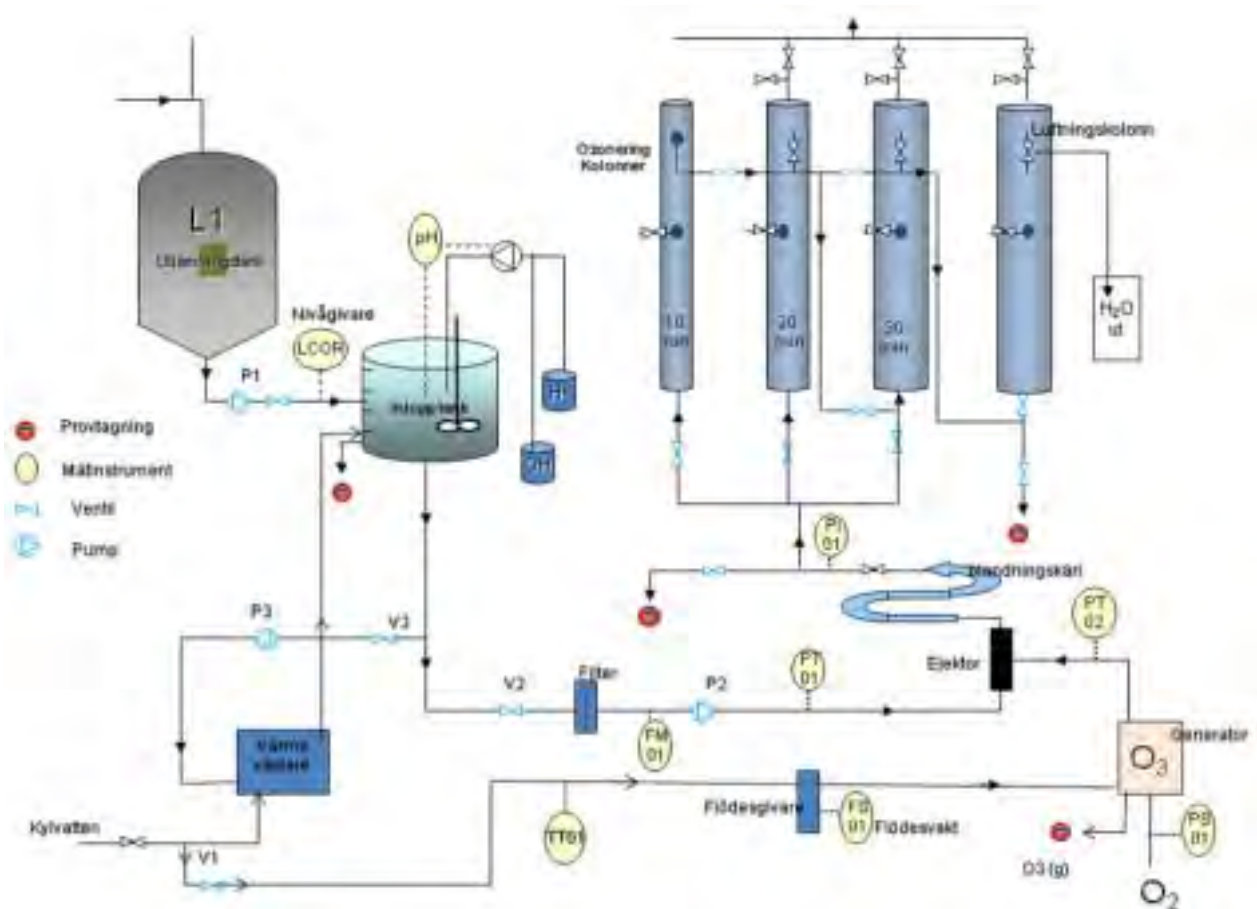
11.3.1.1 FAKTORER SOM PÅVERKAR OXIDERING MED OZON

Avloppsvatten innehåller stora mängder kemiska och biologiska föroreningar som måste beaktas vid ozonering. Reaktionen med OH-radikaler beror på pH, mängden fasta ämnen och ingående mängd ozon. Föroreningar som är absorberade av slampartiklar oxideras inte effektivt eftersom ozonet har svårt att komma i kontakt med dessa föroreningar. Lösta organiska ämnen i vattnet visar sig ha mest negativ effekt på oxideringen med ozon. Även om fasta suspenderade föroreningar i vattnet inte verkar ha någon stor effekt på oxidationen med ozon krävs det högre doser av ozon för att rena vattnet, och det ökar kostnaderna (Hubber 2005).

Temperaturen är en parameter som kan påverka oxideringen med ozon. Vid högre temperatur går oxidationen snabbare. Oxidering med ozon kan underlättas om man använder sig av höga halter av ozongasen, men kostnaden ökar.

Kontakttiden mellan ozon och avloppsvatten har stor betydelse vid ozonering. Ju längre kontakttid och större kontaktyta mellan vatten och gas, desto bättre sker oxideringen. Med längre kontakt tid kan all tillförd ozongas konsumeras och ge ett bättre ozoneringsresultat.

I Sjöstadsverket i Stockholm finns en pilotanläggning för ozonering av avloppsvatten (figur 12). Det finns möjlighet att blanda in ozon med upp till tre minuters uppehållstid i ett trycksatt system, varvid ozon lättare löses i avloppsvattnet. Ozon genereras från syrgas i en ozongenerator som lämnar upp till 10 g ozon/timme. Vattenflödet genom anläggningen är normalt 0,5 m³/timme. Anläggningen har fyra kolonner så att olika reaktionstider kan studeras. I Sjöstadsverket pågår försök för att hitta lämpliga betingelser, speciellt ozondos och uppehållstid för ozoneringen.



Figur 12. Sjöstadverkets ozonanläggning med kringutrustning.

11.3.1.2 KOSTNADER FÖR OZONERING

Inblandning av ozon är relativt billigt. Ozon kostar vid mycket storskalig egen framställning cirka 10 000 kronor/ton. Det betyder för en dosering av 10 g/m^3 cirka $0,10 \text{ kronor/m}^3$ avloppsvatten, men priset ökar betydligt i mindre anläggningar. Från EU-projektet Poseidon anges den totala kostnaden till $<0,04 \text{ €/m}^3$, cirka $0,4 \text{ kronor/m}^3$, och att energibehovet skulle vara $<0,3 \text{ kWh/m}^3$ renat avloppsvatten.

11.3.1.3 SAMMANFATTNING AV OZONERING AV AVLOPPSVATTEN

Behandling av avloppsvatten med ozon är en kraftfull oxidativ process. Ozonering eliminerar oftast läkemedlens farmakologiska effekt. Avloppsvattnets sammansättning påverkar åtgången av ozon. En central slutsats från Poseidonprojekt är att ozonering avskiljer läkemedelsrester effektivt till en rimlig kostnad (Poseidon 2004).

11.3.2 Oxidation med väteperoxid och UV-ljus

UV-ljus produceras med UV-lampor som monteras in i rör där avloppsvatten passerar. Om våglängden i det producerade UV-ljuset finns inom intervallet 200 till 280 nm kallas det UVC, och det är i det området som bakterier kan dödas och hyd-

roxyradikaler bildas. Hydroxylradikalerna bryter i sin tur ned organiska föreningar. I VA-sammanhang brukar det producerade UV-ljuset antingen vara monokromatiskt med en enda våglängd ofta 254 nm, eller ha ett bredspektrum med flera våglängder.

Kombinationen av väteperoxid (H_2O_2) och UV-ljus ger upphov till hydroxylradikaler som är ett ännu starkare oxidationsmedel än ozon. Effekten är också bra på de flesta läkemedelsrester, och ökar med doseringen av väteperoxid i intervallet 3–30 g $\text{H}_2\text{O}_2/\text{m}^3$ vatten och med kontakttiden från 3 till 15 minuter. I vissa fall tycks toxiska föreningar kunna bildas vid oxidationen, oklart om det är från läkemedelsrester eller andra komponenter i det renade avloppsvattnet. Systemet med kombination av H_2O_2 och UV är mer komplicerat än det med bara ozon. Det krävs en relativt kort strålgång i vattnet för att UV-ljuset ska nå in. I försök har man använt skikt på ner till några få centimeter. Det betyder i praktiken stora ytor. Priset för H_2O_2 ligger kring 10–12 000 kronor/ton ren H_2O_2 vid leverans med tankbil. Det betyder 0,10–0,12 kronor/ m^3 behandlat vatten vid en dos på 10 g/ m^3 . Till detta kommer då en förrådstank. Energikostnaden och priset för UV-lampor är mycket beroende av utformningen av reaktorn. En bestrålningsdos från litteraturen är 70 Wh/ m^3 , andra rapporterar 400 Wh/ m^3 . En annan möjlighet att bilda hydroxylradikaler är kombinationen ozon och väteperoxid (Cerne 2006).

11.3.3 Oxidation med UV-ljus och titandioxid

Enbart UV-ljus kan ge desinfektion, men ger ingen effekt på läkemedelsrester under tidsperioder som är rimliga för en efterbehandling. Däremot kan det ha betydelse för nedbrytning med solljus i recipienten. För aktiv behandling har man testat inblandning av titandioxid (TiO_2) som radikalbildare.

Utveckling sker av utrustningar för att öka UV-ljusets nedbrytande förmåga. Genom att utsätta titandioxid för UV-ljus i vatten bildas OH-radikaler. När vatten strömmar igenom en reningsutrustning och ljus träffar vattnet och titandioxidens yta så produceras hydroxylradikaler. Under sin livslängd på någon miljondels sekund träffar hydroxylradikalen en mikroorganism eller annan organisk förorening i vattnet, och stjäl en väteatom. Mikroorganismen eller föroreningen bryts då ned. Radikalen upphör att existera innan den hinner komma ut ur reningsutrustningen, och processen lämnar inga skadliga restprodukter annat än möjligen delvis nedbrutna föreningar. Metodens effektivitet är beroende av bland annat temperatur, pH och lampeffekten.

Utvärdering av UV-utrustningar ger blandade resultat, med normalt sämre nedbrytning än med ozon eller med väteperoxid i kombination med UV. Från 0,1 till 1 g TiO_2 /liter i suspension har använts, och den måste förstås avskiljas och återanvändas. Avskiljningssystemet kommer antagligen att kosta mycket jämfört med övrig behandling. Alternativet är att ha en beläggning av titandioxid på ytor som bestrålas. Begränsande då blir det tunna skikt av vatten som UV-strålningen tränger igenom. Titandioxid och UV-ljus kan vara en bra lösning, men det finns betydligt mindre erfarenhet jämfört med andra oxidationsmetoder vilket ökar risken för svårigheter med att bygga en fungerande anläggning. I EU-projektet Poseidon föredrog man ozon eller väteperoxid tillsammans med UV (Poseidon 2004).

11.3.4 Membranfiltrering

Membranfiltrering är en fysikalisk separation av partiklar eller lösta ämnen genom ett halvgenomsläppligt membran. Beroende på porstorleken i membranet kallas det antingen mikrofiltrering (MF), ultrafiltrering (UF), nanofiltrering (NF) eller omvänd osmos (RO, av engelskans reverse osmosis). Membranen blir allt tätare i den uppräknade ordningen och ett allt högre tryck måste användas för att filtrera ämnen. Det ökade trycket drar också allt mer energi.

Med nanofiltrering (NF) och omvänd osmos (RO) kan man avskilja de flesta organiska ämnen. Man skulle alltså kunna få ett bästa möjligt vatten men till ett högt pris, flera kronor/m³ vatten. Ett problem är att man avskiljer mycket annat än läkemedelsrester, inte minst salter med RO. Man får ett koncentrat med högre halter av läkemedlen, men ingen destruktion. Den kan visserligen göras effektivare med exempelvis ozon vid de högre halterna, men det är fortfarande dyrt att membranfiltrera hela vattenvolymen. RO är antagligen uteslutet på grund av höga kostnader och salt som sätter stopp för volymreduktionen. NF är bättre ur den synvinkeln. (Cerne 2006)

I en sydkoreansk studie analyserades fjorton läkemedelsrester, sex hormoner, två antibiotika, tre hygienprodukter och ett flamskyddsmedel i ytvatten och utgående avloppsvatten från olika avloppsreningsverk. Iopromid, naproxen, karbamazepin och koffein uppmättes i mer än 80 procent av proverna i både ytvatten och utgående vatten. Konventionella avloppsvattenreningsprocesser var ofta otillräckliga. Omvänd osmos uppvisade utmärkt avskiljning, mer än 95 procent reduktion för alla i studien undersökta substanser. (Kim 2007b)

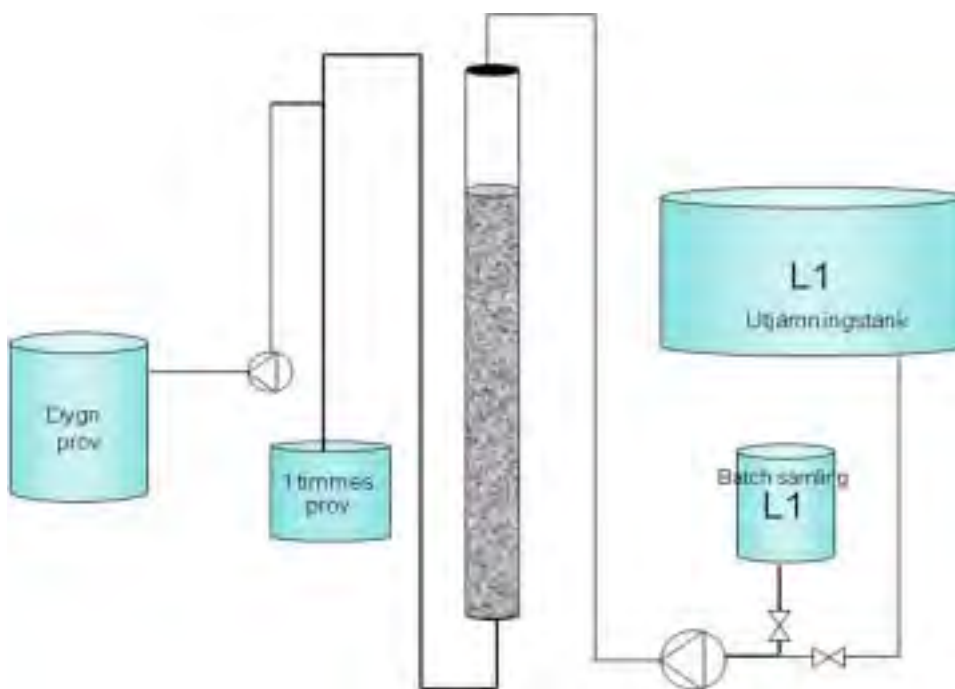
11.3.5 Aktivt kol

Aktivt kol har en unik förmåga att adsorbera organiskt material. 1 gram aktivt kol har en upptagningsyta på mellan 800 och 1200 m² beroende på kvalitet. Kol "aktiveras" genom förbränning av kolet och spolning med vattenånga. Kolet har bäst effekt på större molekyler och lågpolariska ämnen. Man brukar säga att kol renar vatten bäst då det är ringa nedsmutsat. För mycket lösta partiklar i vattnet sätter igen filtret. Någon typ av förfilter behövs ofta. Det finns både granulerat aktivt kol (GAC) och pulvriserat aktivt kol (PAC). Det förbrukade aktiva kolet som innehåller de ämnen man fått bort från avloppsvattnet måste tas om hand. Sannolikt måste det förbrännas. Regenerering av kolet, genom delvis förbränning, kan vara ett alternativ att undersöka för fullskaleanläggningar.

Adsorption på GAC eller PAC är en möjlighet för att avskilja många läkemedelsrester. För kontrastmedia och sulfametoxazol är adsorptionen dock dålig. Liksom för oxidationsmetoder är det viktigt att så mycket som möjligt av det organiska materialet i vattnet är borta efter den föregående konventionella reningen, annars blir förbrukningen av aktivt kol onödigt hög. För ett mycket bra renat vatten med en halt löst organiskt kol av 2,5 mg/liter, gav 5 mg PAC/liter cirka 90 procent minskning för de flesta testade föreningarna, och 12 mg PAC/liter gav 99 procent minskning.

Med ett kolpris på 20 kronor/kg skulle 5 g/m³ betyda cirka 0,1 kronor/m³ avloppsvatten. Till detta kommer sedan avskiljning eller kolonn/fast kolfilter och kvittblivning av kolet. Den här metoden lämpar sig kanske bättre för vattenverken.

På Sjöstadverket i Stockholm görs försök med aktivtkolfiltrering. I pilotskala är anläggningen mycket enkel. Utgående vatten från ordinarie avloppsreningsverk pumpas med ett jämt flöde in på en kolonn fylld med 1,5 meter granulerat aktiverat kol. Uppföljningen består i att ta ut prover med några dygns mellanrum och följa halten organiskt kol och läkemedelsrester, allt för att beräkna kolets adsorptionskapacitet.



Figur 13. Princip för kapacitetsbestämning av aktivt kol.

Tester med aktivt kol utförda vid Himmerfjärdsverket visar att det är en effektiv metod att avlägsna läkemedelsrester. Över 96 procent av metoprolol, karbamazepin och naproxen avlägsnades med ett GAC-filter. (Dlugolecka 2007)

I en internationell studie undersöktes avskiljningen av ekotoxikologiska substanser på pulvriserat aktivt kol. I undersökningen ingick tio läkemedel, fyra röntgenkontrastmedel och åtta industrikemikalier. Alla substanser utom röntgenkontrastmedlen avlägsnades vid användning av ekonomiskt försvarbar dosering av 10 mg PAC/liter. För att avlägsna kontrastvätskan krävdes det tio gånger högre dos av PAC. (Nowotny 2007)

I den tidigare nämnda sydkoreanska studien om läkemedelsrester visade sig filtrering genom kolfilter (GAC) vara en mycket effektiv reningsmetod, med cirka 99 procent avskiljning (Kim 2007).

11.4 Ekonomi och effektivitet för olika metoder i avloppsreningsverk

De nya metoder som diskuteras för att reducera läkemedelsrester i avloppsreningsverk kan även reducera andra organiska molekyler. Ozon och UV-ljus angriper och deaktiverar dessutom mikroorganismer. Omvänd osmos är en barriär mellan avloppsvatten och recipient.

Dagens avloppsreningsverk är resurseffektiva och relativt lite energi går åt vid reningen. I stora avloppsreningsverk ligger förbrukningen av elektrisk energi runt $0,3 \text{ kWh/m}^3$. I små anläggningar kan användningen vara upp till fem gånger högre (Balmér 1993). När nya metoder introduceras måste det göras konsekvensanalyser ur teknisk, ekonomisk och miljömässig synvinkel. Lösningen av ett miljöproblem måste vägas mot effekterna som lösningen har på miljön. Exempelvis kan nya metoder medföra högre förbrukning av elektrisk energi. Hur den extra elektriska energin produceras blir avgörande för hur den ökade belastningen på miljön ser ut. Ett annat konkret exempel är avskiljning av läkemedelsrester ur avloppsvatten i det fall läkemedelsrester inte bryts ned utan koncentreras till en restprodukt. Hanteringen av restprodukten måste lösas på ett uthålligt sätt.

I dagsläget pågår allt mer intensifierad forskning och utveckling av metoder att reducera läkemedelsrester. Försöken görs mestadels i laboratorie- och pilotskala. De tekniska lösningar som diskuteras finns dock i de flesta fall som fullstora tekniska system i exempelvis rening av dricksvatten. Generellt kan sägas att de nya metoderna alla har potential att förbättra avskiljningen av läkemedelsrester. Analyserna av enskilda substanser är dock begränsad till ett urval av substanser, vilket omöjliggör en bedömning för alla substanser. Det finns indikationer på att vissa metoder är effektivare och mer kostnadseffektiva än andra, men vidare utvärdering behövs av det renade vattnets påverkan på organismer i vatten. Detta krävs för att man ska veta vilka substanser som verkligen behöver reduceras, och för att sedan kunna jämföra olika metoders möjlighet att åstadkomma reduktionen med en rimlig resursförbrukning.

Underlaget till kostnadsberäkningar är nästan obefintligt i dagens litteratur. Det finns några siffror för ozonering i stora verk. Vidare har Yorkshire Water beräknat kostnaden för att komplettera sina avloppsreningsverk. Den studien visar att elförbrukningen skulle öka med 200 procent om sandfilter, aktivt kol, ozon och UV införs som separata eller kombinerade processer. De bedömer att totalkostnaden blir motsvarande 250 kronor/person och år (AEA 2004).

En grov skattning av drift-, investerings- och kapitalkostnader för svenska förhållanden visar att den extra kostnaden för att reducera läkemedelsrester från avloppsvatten ligger mellan 0,75 och 15 kronor/ m^3 , beroende på teknikval och reningsverkets storlek. Undantags den dyraste metoden, omvänd osmos, hamnar kostnaden mellan 0,75 och 5 kronor/ m^3 . Som jämförelse kan anges att motsvarande kostnad för att rena avloppsvatten i dag ligger mellan 2 och 8 kronor/ m^3 , där den lägre kostnaden gäller för de större avloppsreningsverken och den högre för reningsverk på mindre än 10 000 pe anslutna (personlig meddelande Anders Finnson, Svenskt Vatten). Energianvändningen i avloppsreningsverken kommer att minst

fördubblas om reningen införs. Extrapoleras kostnaden till alla avloppsreningsverk i Sverige uppgår totalkostnaden till mellan 1,5 och 10 miljarder kronor/år, vilket motsvarar 200 till 1 300 kronor per person och år. I beräkningen har viss hänsyn tagits till storleksfördelningen av landets avloppsreningsverk (Statistiska centralbyrån 2004).

Driften av Sveriges VA-verksamhet (vatten och avlopp) kostade som jämförelse 14,3 miljarder kronor under år 2003 (Svenskt Vatten 2006). Reduktionen av läkemedelsrester skulle i bästa fall innebära 10 procent höjning av nuvarande kostnad, men i sämsta fall nästan dubbla VA-kostnaden.

Effektiviteten i de ovan redovisade kompletterande reningsmetoderna varierar för olika ämnen. Generellt är reduktionen runt 90% för de undersökta ämnena. I litteraturen har hittills rapporterats reduktionsdata för mindre än 10% , av de drygt 1000 läkemedelssubstanser som används i Sverige.

11.5 Urinsortering och enskilda avlopp

Huvuddelen av läkemedlen som utsöndras ur kroppen går ut med urinen (Jönsson 2004). Det innebär att större delen av de läkemedelsrester som man nu hittar i inlopp till avloppsreningsverk skulle kunna stoppas om man hade en fullt genomförd urinseparering. Då skulle man också ha läkemedelsresterna i en volym som motsvarar cirka 1,5 procent av det totala avloppsflödet (Jönsson med flera 2000). Det skulle i princip betyda att det blev billigare att ta till hårda metoder som bröt ner eller avlägsnade oönskade läkemedelsrester. Eftersom urinsortering bara förekommer i liten skala i nya bostadsområden har man dock inte utvecklat några sådana metoder.

Den viktigaste följden av att läkemedlen utsöndras med urinen är i stället negativ; det kan vara tveksamt att återföra urinen med sina näringsämnen till jordbruket. De metoder som diskuteras för att koncentrera näringsämnena i urin för billigare lagring, transport och spridning är omvänd osmos (RO), indunstning eller utfällning av fosfor samt destillation av ammoniak (Bergström med flera 2002). Med RO kommer både närsalter och läkemedelsrester att hamna i koncentratet. Vid indunstning blir det i princip likadant, men värmekänsliga föreningar kan brytas ner beroende på hur indunstningen sker. Destillation av ammoniak skulle ge en ren kväveprodukt, liksom rätt utformad fällning skulle ge en kristallin ren fosforprodukt. En amorf fällning skulle kunna ge en viss medfällning av läkemedelsrester. Återstoden efter utfällning och destillation skulle behandlas för destruktion av oönskade ämnen.

11.5.1 Enskilda avlopp

Man kan förmoda att de läkemedelsrester som hamnar i enskilda avlopp i allmänhet bryts ner sämre än de som kommer till större avloppsreningsverk. Behandlingen av enskilda avlopp är normalt betydligt sämre. I och med att förekomst och mängd i ett enskilt avlopp kommer att variera mycket över tid (beroende på familjens hälsotillstånd) kommer inte heller bioslammet i de biologiska systemen att hinna anpassa sig lika bra som i stora avloppsreningsverk med ungefär konstant

sammansättning. Det bör betyda att nära det enskilda avloppets utlopp, ofta från markbädd eller infiltration, kan man lokalt och periodvis vänta sig relativt höga halter av många väl vattenlösliga substanser. Vid olämpligt placerat utlopp kan föreningarna hamna i den lokala brunnen, men då är säkert spridning av smittämnen ett större problem än läkemedelsresterna.

12 Åtgärder före avloppsreningsverk

En viktig uppgift för hela samhället, exempelvis miljömyndigheter, kemikalieproducenter, landsting, apotek, handeln, miljö- och konsumentorganisationer, avloppsreningsverken, medierna och inte minst den enskilde människan är att fortsätta med uppströmsarbetet, det vill säga se till att miljöföroreningar stoppas redan innan de når avloppet. Det sker bland annat genom fortsatta krav på industrier att byta ut miljöfarliga kemikalier mot mindre farliga och att förbehandla sina processvatten innan de släpps på nätet, krav på tandläkare att ha fungerande amalgamavskiljare och krav på att bilverkstäderna tömmer sina oljeavskiljare regelbundet. Avloppsreningsverken ställer också krav på byggvatten, lakvatten från deponier, kylvatten, med mera. Men det är också angeläget att arbeta för att varor och produkter inte innehåller miljöfarliga ämnen. Genom dialog och samarbete mellan bland annat myndigheter, branschorganisationer, konsument- och miljöorganisationer, miljömärkningsorganisationer och medier sker en utveckling mot bättre och mer miljöanpassade produkter och tjänster. Informationsinsatser riktade till allmänheten eller till olika yrkesgrupper är viktiga.

Flera goda effekter kan uppnås med uppströmsarbetet i samhället. Ett avloppsvatten som kommer till avloppsreningsverket med en mindre mängd svårnedbrytbara ämnen kommer att:

- orsaka färre störningar i den biologiska reningsprocessen
- förbättra arbetsmiljön för dem som arbetar i reningsverken
- minska behovet av extra reningssteg och energianvändning efter den ordinarie avloppsreningen
- vara mindre förorenat när det behandlade vattnet går ut i recipienten
- resultera i ett slam med mindre mängd svårnedbrytbara ämnen, vilket ökar chanserna att kunna nå det miljömål som Riksdagens beslutat om att återföra fosfor i kretslopp via användning av slam och avloppsvatten på produktiv mark.

Avloppsrening som ett extra steg på slutet kan endast ge en av de goda effekterna på listan nämligen att avloppsvattnet kommer att vara mindre förorenat när det behandlade vattnet går ut i recipienten. Uppströmsarbete för dessutom det goda med sig att kemikalieanvändningen i samhället minskar vilket ger goda effekter på hälsan hos alla dem som måste hantera kemikalier. För att uppnå de goda effekterna måste uppströmsarbete bedrivas kontinuerligt och långsiktigt.

12.1 Läkemedel

När det gäller läkemedel kan det vara svårare att kräva utbyte mot mer miljöanpassade produkter. Många läkemedel är livsviktiga och det är naturligtvis inte alltid möjligt att ändra medicinering. Här vilar ansvaret på många olika aktörer. VA-branschen måste undersöka möjligheterna till reduktion av de läkemedelssubstan-

ser som bedöms ha negativ miljöpåverkan. Vid godkännandet av nya läkemedel utvärderas risker i samband med användning av produkten, däribland miljörisk. Riktlinjer för miljöriskbedömning av humanläkemedel fastställdes år 2006. I Kemikalieinspektionens underlag till den fördjupade utvärderingen av Giftfri miljö (Kemikalieinspektionen 2007f) anges att kunskapen om läkemedelssubstansers miljöfarlighet är begränsad. Därför föreslås att riskbedömningen ska kompletteras med ett utökat krav på testning av verksamma ämnens miljöfarlighet. Läkemedelsindustrin bör beakta nedbrytbarhet och miljöeffekter redan då nya aktiva substanser tas fram. Dessutom bör industrin i större utsträckning utföra kontroller och uppföljande arbete för att undersöka eventuella effekter av utsläpp av rester från vattenreningsverken vid produktionsanläggningarna. Detta kan skrivas in i tillstånd vid prövning av verksamheten i enlighet med såväl kunskapskrav som försiktighetskrav i miljöbalken. Läkarkåren kan ta sitt ansvar genom att förskriva mindre miljöfarliga läkemedel i de fall det går att välja. En rationell läkemedelsanvändning bör vidare eftersträvas. Ytterligare ett sätt att minska negativ miljöpåverkan av läkemedel är att i större utsträckning följa upp olika behandlingar och minska kassationerna. Sjukvården och allmänheten ska lämna tillbaka överblivna läkemedel till apoteket så att de inte riskerar att hamna i avloppet eller i soppsåsen. Vid ett flertal landsting pågår arbete för att minska verksamhetens miljöpåverkan och då ofta inriktat på läkemedelsrester (Läkemedelsverket 2007).

12.1.1 Information till förskrivare

På Fass.se finns ett system för miljöklassificering av läkemedel som tagits fram för att ge en översikt av miljöriskerna. Dessutom har två av de största aktörerna inom svensk sjukvård, Apoteket AB och Stockholms läns landsting (SLL), sedan 2001 samarbetat för att minska miljöpåverkan av läkemedel. Detta samarbete har bidragit till att frågan aktualiserats nationellt och även resulterat i ett system för miljöklassificering. Huruvida informationsarbetet kring läkemedel och miljö resulterat i mätbara resultat i läkemedelsförskrivning och läkemedelskonsumtion ska KTH undersöka. Där förbereder man för närvarande ett brett forskningsprojekt för att göra en sådan utvärdering. Frågan är komplex eftersom sortimentet undergår ständiga förändringar genom tillkomst av nya läkemedel och avregistrering av äldre produkter, patent som går ut, demografiska förändringar, och så vidare.

12.1.1.1 MILJÖRISKBEDÖMNING PÅ FASS.SE

För att ge en översikt av förväntade miljörisker med läkemedel och läkemedelskonsumtion har ett svenskt initiativ utvecklats med miljöriskbedömning av läkemedelsanvändning på Fass.se. Modellen har utarbetats av Läkemedelsindustriföreningen (LIF) i samarbete med Läkemedelsverket, Sveriges kommuner och landsting, Apoteket AB samt SLL. Den bygger till stor del på de riktlinjer som finns för riskbedömning vid godkännande av läkemedel från EU (EMA 2006) och USA (FDA 1998).

Miljöinformationen presenteras på tre olika nivåer där framförallt nivå två riktar sig till förskrivare. Där kompletteras miljöriskbedömningen baserad på kvoten PEC/PNEC, se bilaga 6, från nivå ett med information kring substansens egenska-

per när det gäller nedbrytbarhet och potential att ackumuleras i levande organismer (bioackumulation). Potentialen till bioackumulation är ett mått på om substansen kan anrikas i vattenlevande organismer, och därmed öka i koncentration ju högre upp i näringskedjan den kommer. Om en substans är svårnedbrytbar (persistent) och/eller har potential att bioackumuleras kan det innebära att miljöpåverkan av den ökar med tiden. På tredje nivån presenteras sedan alla bakomliggande data till bedömningar om miljörisk, nedbrytbarhet och bioackumulation. Den nivån vänder sig främst till experter och miljöspecialister. (Mattson 2007)

Ett antal ämnesgrupper som ibland räknas in bland läkemedlen har undantagits från miljöriskbedömning enligt EU:s riktlinjer, eftersom de inte förväntas ge upphov till någon miljörisk. Det är vitaminer, elektrolyter, aminosyror, peptider, proteiner, kolhydrater, lipider, vacciner och "växtbaserade" läkemedel (eng. herbal medicinal products).

De första data kring miljörisker enligt det här systemet presenterades hösten 2005. Idag två år senare har cirka 150 läkemedel blivit bedömda när det gäller miljörisk och cirka 200 med tanke på nedbrytbarhet och bioackumulation. Informationen ägs av företagen som är skyldiga att se till att all information är korrekt och uppdaterad. Bedömningen är baserad per substans men sammanställs, liksom annan information i Fass, av respektive företag. Om företagen genomfört olika tester kan klassificeringen av samma substans få olika resultat. Unikt på Fass.se är dock att all bakgrundsdata finns att tillgå under nivå tre, så att alla som vill kan se vilka tester varje klassificering grundas på. Innan informationen läggs ut granskas bedömningarna utifrån datamaterialet av IVL.

Resultatet av risk- och farlighetsbedömning enligt den här modellen presenteras på www.Fass.se löpande i takt med att klassificeringen fortskrider. Klassificeringen av samtliga svenska läkemedel beräknas vara avslutad år 2010.

12.1.1.2 MILJÖKLASSIFICERING OCH ÖVRIGT ARBETE I STOCKHOLMS LÄNS LANDSTING

SLL i samarbete med Apoteket AB påbörjade miljöklassificering av läkemedel år 2003. Den baserades på data från läkemedelstillverkarna och bygger på en miljöfarlighetsbedömning. Under år 2005 utvecklades klassificeringen till att även omfatta den miljöriskbedömning som finns på Fass.se. Läkemedel bedöms därmed utifrån sin inneboende farlighet samt den risk som den aktuella användningen utgör.

Miljöfarlighetsbedömningen uttrycker substansens inneboende miljöskadliga egenskaper i termerna persistens, bioackumulation och toxicitet (PBT). Var och en av dessa egenskaper ges ett siffervärde (0–3). Summan av värdena utgör PBT-index för substansen och kan anta värden i intervallet 0–9. Vid avsaknad av data ges den hårdaste klassningen (Janusinfo 2007). Riskbedömningen följer den riskbedömning som utförs på Fass.se. Bedömningarna utförs på data som har tillhållits av läkemedelsföretagen och sedan år 2006 från data på Fass.se. Presentationerna av klassificeringarna görs på aktiv substans samt utförs av personal inom SLL.

Den viktigaste effekten av klassificeringssystemet är ökat medvetande om läkemedels miljöeffekter bland landets förskrivare och övrig personal inom sjuk- och hälsovård. Dessutom används klassificeringen i flera landsting i läkemedelskommittéernas rekommendationsarbete.

Stockholms läns landsting utger årligen sedan 2005 en folder över resultatet av miljöklassificeringen. Som källa för foldern används www.Fass.se. I foldern görs en poängsättning av farligheten, samt anges antal DDD (definierade dygnsdoser) som säljs årligen av varje substans i Stockholms län. Klassificeringsfoldern har distribuerats till alla intresserade inom och utanför landstinget, och modellen har därför fått god spridning i landet. Apoteket och SLL har dessutom samarbetat i relativt omfattande utbildningsinsatser inom flertalet landsting kring läkemedels miljöeffekter. Utbildningen omfattar också information till läkemedelsråd och motsvarande, samt till LOK-organisationen (ordförandena i landets läkemedelskommittéer). Tillsammans med Stockholms universitet har de också gett ut en informationsbok om läkemedel i miljön.

SLL har även upprättat en webbplats för information om läkemedel: www.janusinfo.se. Informationen är riktad till läkare och sjukvårdspersonal och innehåller även en del som beskriver sambandet mellan läkemedel och miljö. Här finns bland annat information om miljöklassade läkemedel. En stor fördel med Janusinfo ur miljösynpunkt är att den används frekvent av den personal som hantlar läkemedel och att informationen snabbt kan kompletteras och göras aktuell.

12.1.2 Tekniska metoder på sjukhusen

Även om sjukhusavlopp inte utgör den stora källan till läkemedel i avlopp så används vissa typer av läkemedel till övervägande delen på sjukhus, till exempel viss antibiotika, cytostatika och röntgenkontrastmedel (avsnitt 3.1). I dagsläget finns inget särskilt krav på lokal rening eller insamling av dessa läkemedelsrester.

12.1.3 Information till allmänheten

Som nämnts ovan har en miljöriskbedömning av läkemedelsanvändning utvecklats på Fass.se. Detta för att ge en översikt av förväntade miljörisker med läkemedel och läkemedelskonsumtion. Miljöinformationen presenteras som nämnts på tre olika nivåer varav främst nivå ett riktar sig till allmänheten. Där förväntas svar ges på frågor om eventuell miljöpåverkan från olika läkemedel. Informationen presenteras i form av en miljörisk som baseras på kvoten PEC/PNEC. (Mattson 2007)

Flera informationsinsatser har genomförts för att få människor att i större utsträckning lämna tillbaka kasserade läkemedel. Kampanjen "Överblivna läkemedel sökes!" genomfördes under 2003 av stiftelsen Håll Sverige Rent i samarbete med en rad andra aktörer (Håll Sverige Rent 2007). Apoteket, Svenskt Vatten, och Läkemedelsindustriföreningen genomförde under våren 2007 en gemensam kampanj med bland annat helsidesannonser i kvällstidningarna. Affischer trycktes upp för att anslås på olika platser i kommunen, till exempel bibliotek och vårdcentraler. Affischen använde samma bild som Stockholm Vatten tidigare använt i en liknande lokal kampanj med annonser i tunnelbanan och i gratistidningarna i Stockholm (Svenskt Vatten 2007).

12.1.4 Insamling av överblivna läkemedel

Allmänheten lämnar in gamla och överblivna läkemedel till apoteken som skickar dem till särskilda förbränningsanläggningar där de förbränns vid hög temperatur. Varje år förbränns drygt 900 ton läkemedel, inklusive förpackningar. Insamlingsgraden bedöms vara 70–80 procent av alla överblivna läkemedel. Apoteket har med hjälp av Sifo genomfört flera undersökningar av hur människor hanterar överblivna läkemedel. Den senaste (2006) visade att en tredjedel av alla som hämtar ut receptbelagd medicin får läkemedel över. De flesta, 86 procent, känner till att överblivna läkemedel ska lämnas in på apoteket, men det är bara 40 procent som verkligen gör det (Castensson 2007).

Även kommuner och landsting har avtal med apoteket eller transportföretag för att de ska omhänderta överblivna läkemedel som ska förbrännas. De flesta landsting tar upp hanteringen av överblivna läkemedel i sina handlingsplaner och mål. Att ha tydliga rutiner för hantering av fast läkemedelsavfall är väletablerat, men hanteringen av flytande läkemedelsavfall har tydliggjorts först under de senaste åren.

Veterinärer och djursjukhus samlar upp och hanterar överblivna läkemedel på i stort sett samma sätt som landstingen och kommunerna. Veterinärerna har dock en högre kostnad för kvittblivningen därför att man inte har samma upphandlingsfördelar som landstingen.

12.2 Kosmetika, hygienprodukter och övriga ämnen/ämnesgrupper

Avloppsreningsverken bedriver informationsarbete och kampanjer även när det gäller olika miljöstörande ämnen för att stoppa dem redan vid källan. Exempel på genomförda kampanjer är information till konstnärer om att färger som innehåller kadmium måste hanteras på rätt sätt, och annonser i tunnelbana och dagstidningar om att inte hälla kemikalier eller slänga skräp i avloppet.

Genom att ställa krav på innehållet av kemikalier i varor i samband med upphandlingar kan kommunerna föregå med gott exempel. Ofta är kommunen en stor kund vilket innebär en viktig drivkraft för leverantörerna att tillgodose kraven.

Miljömärkning av kemikalier och andra varor är en åtgärd som underlättar avloppsreningsverkens uppströmsarbete.

12.2.1 Miljömärkning

Det finns tre olika miljömärken i Sverige som kan användas på kemikalier. Den officiella nordiska Svanen-märkningen har kriterier för en lång rad produkter och tjänster av de mest skilda slag, som tvättmedel, värmepannor, kontorsmaskiner och hotell (www.svanen.nu). Naturskyddsföreningens Bra Miljöval (www.snf.se) finns för bland annat papper, transporter, el, textilier och kemisk-tekniska produkter. EU:s miljömärkning EU-blomman har numera kriterier för flera produktgrupper och tjänster, men i Sverige är det framför allt målarfärg som är märkt med EU-blomman.

En stor andel av alla tvätt- och diskmedel som säljs i Sverige är miljömärkta. År 2003 uppskattades mängden miljömärkta tvättmedel till cirka 90 procent av försäljningsvolymen (Nygren och Persson 2003). För kosmetika och hygienprodukter är miljömärkningen inte alls lika utbredd. Det är till exempel bara ett fåtal produkter av schampo och flytande tvål som är miljömärkta. Enligt en rundringning till de större livsmedelskedjorna sålde Coop omkring 20 procent miljömärkt tvål och 15 procent miljömärkt schampo. Hos de övriga kedjorna var andelen miljömärkta hygienprodukter ännu mindre (Augustinsson 2007). Kriterier för textilier har kommit senare men här finns några leverantörer/kedjor som har miljömärkt delar av kollektioner med Svanen, Falken, EU-Blomman eller EKO-sustainable textile. Naturskyddsföreningen har nyligen inventerat närmare 800 butiker i femton städer. Endast i 70 av butikerna fanns det miljömärkta textilier.

13 Pågående kunskapsuppbyggnad

13.1 Naturvårdsverkets miljöövervakning

Miljöövervakning är återkommande systematiskt upplagda undersökningar som visar miljötillståndet. Naturvårdsverkets miljöövervakning började 1978. Den registrerar eventuella kvalitetsförändringar i naturmiljön för att ge ett kvitto på att miljöarbetet leder till bättre miljö kvalitet. Miljöövervakningen är långsiktig. Ofta behövs mätningar över långa tidsperioder för att kunna se om en förändring orsakas av mänsklig påverkan eller är en naturlig variation. En effektiv miljöövervakning ska:

- beskriva tillståndet i miljön
- bedöma hotbilder
- lämna underlag för åtgärder
- följa upp beslutade åtgärder
- ge underlag för analys av olika utsläppskällors nationella och internationella miljöpåverkan

Övervakningen ger en lägesbeskrivning av tillståndet i miljön. Genom att sätta aktuella lägesbeskrivningar i relation till tidigare mätningar kan förändringar i miljön upptäckas. På så vis kan man se om genomförda åtgärder får önskad effekt eller om ytterligare undersökningar behövs för att ta reda på om förändringen innebär ett problem eller inte.

Miljöövervakningen är också ett utvecklingsinstrument för miljöarbetet i stort och har en dynamisk roll vid utformning av miljö kvalitetsmål, miljö kvalitetsnormer och bedömningsgrunder. Med hjälp av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet kan vi bedöma om de data vi samlar in genom miljöövervakningen visar på risk för att ekosystemet eller människors hälsa kan skadas.

13.1.1.1 SCREENING

För att veta vilka ämnen som kan behöva övervakas kan man genomföra en screeningundersökning. Screening är en inventering för att avgöra om ett ämne eller en ämnesgrupp hittas i miljön och om människor riskerar att exponeras. Målet är en screening som kan fungera som ett "early-warning"-system för nya miljögifter, där sedan ytterligare undersökningar kan behövas för att uppskatta ämnets källor och flöden. Screeningen ger sedan ett underlag för att avgöra om ett ämne ska tas med i regelbundna tidsserier (monitoring) eller i alla fall om det bör mätas ännu en gång efter en tid. Framförallt bildar resultaten från screeningen underlag för andra åtgärder till exempel regler för kemikalieanvändning och behov av efterbehandling. En screening studie består av olika delar som hänger nära samman – val av ämnen, förberedande teoretisk undersökning, mätstudie och uppföljning.

Screening inleddes i liten skala 1996-97 och har efter hand ökat i omfattning. Ett stort antal ämnen/ämnesgrupper har härigenom screenats. Data från genomförda undersökningar finns dels lagrade i databas hos datavärd dels i rapportform på Naturvårdsverkets webbplats. Under senare år har screeningen bland annat omfattat flera undersökningar av läkemedel. Redan 2002 genomfördes den första screeningen av läkemedel då olika typer av antibiotika (bland annat fluorokinoloner, cefalosporiner, penicilliner och tetracykliner) analyserades i sjukhusavlopp, avloppsreningsverk samt i fisk i recipienterna och som visade på en spridning till miljön. I en uppföljande studie 2005 har man fortsatt mäta antibiotika men också antiinflammatoriska ämnen och hormoner. 2006 har man fortsatt med smärtstillande medel, sömnmedel och psykofarmaka och dess metaboliter. Rapporten och pressmeddelande kring resultaten finns på: <http://www.naturvardsverket.se/sv/Nedremeny/Nyheter/Lugnande-medel-sprids-till-vattnet/>. Även veterinärmedicinska ämnen har screenats under år 2006.

De läkemedelssubstanser som screeningen omfattat t.o.m. 2006 är; ciprofloxacin, ofloxacin, norfloxacin, cefadroxil, cefuroxim, amoxicillin, ampicillin, penicillin V, metronidazol, sulfametoxazol, erytromycin, doxycyklin, trimetoprim, doxycyklin, lymecyklin, oxitetracyklin, tetracyklin, ibuprofen, ketoprofen, naproxen, diklofenak, etinylöstradiol, noretisteron, östradiol, östriol, progesteron, fentanyl, propofol, dextropropoxifen, bromokriptin, tioridazin, klozapin, risperidon, zolpidem, sertralin, fluoxetin, flunitrazepam, diazepam/oxazepam

13.1.1.2 LÖPANDE ÖVERVAKNING

Utöver dessa screeningundersökningar studeras även halter av en del läkemedelsrester i slam inom den löpande övervakningen. I detta program, som pågått cirka 5 år, mäts årligen ungefär 50 ämnen. Några av de ämnen som ingår i programmet och som återfinns i rapporten är endel antibiotika, organiska fosfatestrar, PFOS/PFOA.

Inom miljöövervakningen har även ett arbete inletts med syftet att generera ett underlag för utveckling av ett nationellt program för regelbundna mätningar av kemikalier i utgående avloppsvatten och deras spridning till närliggande recipient. Detta som komplement till mätningarna i slam.

Flera av de ämnen som valts ut i rapporten som andra miljöfarliga ämnen har också screenats nyligen inom miljöövervakningen. Det gäller triklosan, PFAS, myskämnen, nonyl-/oktylfenol, tennorganiska föreningar, OP's, siloxaner och klorbensener. Dessutom pågår screening för silver, myskämnen och uppföljning på 2005 års läkemedelsscreening som utökats med paracetamol och acetylsalicylsyra, men detta är ej avrapporterat än.

13.2 MistraPharma

Stiftelsen för miljöstrategisk forskning (Mistra) har den 27 juni 2007 beslutat att finansiera forskningsprogrammet "MistraPharma - Identification and reduction of environmental risk caused by the use of human pharmaceuticals". Programmet beviljas 44,2 miljoner under fyra år med start i början av år 2008. Programmet

kommer att genomföra en riskbedömning för alla svenska läkemedel i den akvatiska miljön. Baserat på denna bedömning kommer metoder för att minska utsläppen av miljöproblematiske läkemedel från avloppsreningsverk identifieras och utvärderas. Analysen kommer också att generera kunskaper om effektiva metoder för att identifiera substanser som är giftiga för vattenlevande organismer, samt vilka kemiska egenskaper som avgör om dessa substanser tas om hand vid avloppsrening eller inte, kunskaper som kan vägas in vid utveckling av nya läkemedel.

MistraPharma har utvecklats i enlighet med direktiv från Mistra och i nära samarbete med centrala avnämare. Programmet kommer att genomföras av sju team. Sex av dessa finns på större svenska, och ett danskt, universitet (Göteborgs universitet, Kungliga Tekniska Högskolan, Lunds universitet/Danmarks tekniske universitet, Stockholms universitet, Umeå universitet, samt Uppsala universitet), och ett av teamen är ett konsultföretag (Kemi & Miljö AB). Programdeltagarna representerar ett brett spektrum av expertis inom ekotoxikologi, miljökemi, tekniker för avloppsvattenrening, och riskbedömning (till exempel zoofysiologi, farmakologi, reproduktions-toxicitet, storskaliga molekylära analysmetoder, kemisk analys, exponeringsmodellering, struktur-aktivitets-samband ((Q)SAR), samt vetenskaps- och beslutsteori).

Arbetet inom MistraPharma är organiserat i fem övergripande projekt ("work packages"). Ett som fokuserar på att bedöma storleken på exponeringen av vattenlevande organismer ("Quantify internal drug exposures"), ett som påvisar effekter av läkemedel i vattenlevande organismer ("Determine drug/organism interactions"), ett som arbetar med utvärdering och utveckling av tekniker för avloppsvattenrening ("Evaluate wastewater treatment technologies"), ett som utvecklar nya teststrategier för miljöriskbedömning av läkemedel, samt formulerar rekommendationer för förbättrad avloppsvattenrening baserat på en kostnads-nyttö-analys av de tekniker som identifierats som lovande ("Integration, evaluation and synthesis"). Till sist finns ett projekt som har det övergripande ansvaret för programmets externa kommunikation ("Communication").

MistraPharma kommer att producera följande övergripande resultat: (1) identifiering av läkemedelssubstanser som utgör en betydande risk för vattenlevande organismer, (2) rekommendationer för förbättrad avloppsvattenrening, (3) förbättrade strategier och indikatorer för att tidigt kunna identifiera läkemedelssubstanser som kan orsaka oönskade miljöeffekter, och (4) ett stärkt nätverk av svenska och internationella forskare och avnämare på detta område.

Strategin för att uppnå dessa övergripande resultat sammanfattas nedan.

Identifiering av läkemedelssubstanser som utgör en betydande risk för vattenlevande organismer. MistraPharma kommer att beakta samtliga 1200 läkemedelssubstanser som finns tillgängliga på den svenska marknaden i dagsläget. Det är, så vitt känt, den bredaste ansatsen som hittills gjorts inom området. För att möjliggöra en så ambitiös process har, med utgångspunkt från aktuell forskning, en systematisk och transparent prioriteringsprocess utvecklats som innefattar en rangordning av läkemedelssubstanser med avseende på deras miljörisker som stegvis förbättras under programmets gång. Detta kommer att leda till att de läkemedelssubstanser med störst potential att orsaka skador i vattenmiljön kan identifieras. De

trextio högst prioriterade ämnena kommer att genomgå (eko)toxicitetstestning, och användas i processen att utvärdera och förbättra reningstekniker för avloppsvatten. Därigenom lägger undersökningar av dessa trettio ämnen grunden för den övergripande programsyntesen. (Det exakta *antalet* läkemedel som kommer att testas vidare (30 st) baseras på budgetrestriktionen snarare än absolut riskuppskattning).

För att säkerställa att toxicitetstestningen och utvärderingen av reningstekniker kan startas tidigt i samband med programstart en initial prioritering av läkemedels-substanserna redan genomförts. Detta resulterade i en lista med 194 substanser vilken är utgångspunkten när programmet startar. Denna preliminära prioritering baseras för det första på regulatoriska kriterier (vitaminer, mineraler, proteiner, och peptider har exkluderats eftersom det europeiska regelverket inte kräver miljöriskbedömning för dessa ämnen). Dessutom har valts att fokusera på läkemedel som har ett humant protein, till exempel en receptor, som biologisk måltavla. Detta utesluter antibiotiska preparat som har bakterien som primärt mål. Prioriteringen av återstoden av substanser baseras på modellerade, alternativt (för de 100 högst prioriterade) uppmätta koncentrationer i fiskplasma. Dessa data utgör underlag för att beräkna *effektkvoter*, det vill säga förhållandet mellan den humana plasmakoncentration som man vet ger en önskade terapeutiska effekt, och den uppskattade/uppmätta plasmakoncentrationen i fisk. Denna jämförelse grundas i att effekter i fisk förväntas uppkomma i plasmakoncentrationer liknande de som krävs för att påverka människor.

Listan över 194 substanser kommer att förfinas med hjälp av ytterligare data och kriterier såsom: specifik information om farmakologi och ekotoxikologi, experimentell validering av de uppskattade plasmakoncentrationerna i fisken, och övrig ”expert judgment”.

Den ekotoxikologiska testningen har två övergripande målsättningar: (1) att identifiera de läkemedelssubstanser som utgör de största riskerna i den akvatiska miljön, och (2) att identifiera nya testmetoder och teststrategier som kan användas för att identifiera läkemedel som kan vara problematiska i vattenmiljön. Ett antal olika arter och modeller kommer att användas för testning.

Valet av testmetoder påverkas av vilka trettio substanser som kommer att testas. Generellt kommer tre huvudfaktorer att påverka urvalet av tester: den farmakologiska mekanismen/mode-of-action, redan tillgängliga (eko)toxicitetsdata, och annan tillgänglig information av tillräcklig kvalitet och relevans. Målet med modellvalet är att välja så relevant modell som möjligt för varje enskilt läkemedel. Varje prioriterad substans kommer att testas i minst en experimentell modell (mode-of-action-baserad och/eller explorativ) vald enligt dessa kriterier. Förutom det kommer alla 30 prioriterade substanser att genomgå testning enligt två standardiserade protokoll (*Daphnia* och alg) och ett fiskembryotest (kommande OECD standardtest). Resultaten från dessa tester kommer att jämföras med resultaten från övriga tester. Till sist kommer toxiciteten hos de allra högst prioriterade substanser (uppskattningsvis 5 st) att testas i kroniska tester som innefattar reproduktions- och utvecklingseffekter. Med hjälp av all den kunskap som genereras på detta sätt kommer den slutliga risk-rankningen av läkemedelssubstanserna att göras.

Rekommendationer för förbättrad avloppsvattenrening. För de 30 prioriterade substanserna kommer in- och utflöden i olika typer av svenska avloppsreningsverk att analyseras. Denna undersökning kommer att ligga till grund för att identifiera, och utvärdera effektiviteten hos befintliga reningstekniker, samt för att utveckla de tekniker som visats bra på att rena bort läkemedelsrester. I detta arbete finns möjligheten att arbeta i såväl laboratorieskala, som i pilot- och fullskaleförsök. De mest effektiva reningsteknikerna kommer att utvärderas med avseende på deras nytta och kostnader, inklusive ytterligare positiva eller negativa effekter som reningen kan ha såsom eliminering eller bildning av andra kemiska ämnen, ökad eller minskad energiåtgång, eller förändringar i den hygieniska kvaliteten på det behandlade vattnet.

Förbättrade strategier och indikatorer för att tidigt kunna identifiera läkemedelssubstanser som kan orsaka oönskade miljöeffekter. Åtgärder för att minska mängden miljöfarliga läkemedel som kommer till reningsverken, så kallade uppströmsåtgärder, kommer också att identifieras. Den kunskap som kommer att genereras inom programmet om ekotoxikologiska effekter och nedbrytbarhet i reningsverken, kommer att samlas in en databas konstruerad för programmets ändamål. Databasen kommer att användas för att utvärdera hur effektiva olika tester och kombinationer av tester är i att identifiera påverkan på vattenlevande organismer. Denna utvärdering bygger på empiriskt undersökta korrelationer mellan olika testresultat i kombination med biologisk och farmakologisk kunskap. Analysen kommer att leda till konkreta förslag om hur ekotoxikologisk testning för denna typ av substanser kan förbättras, förslag som kommer att bidra till att förbättra processen för utveckling av nya läkemedelssubstanser inklusive det regulatoriska ramverket.

Stärkt nätverk av svenska och internationella forskare och avnämare. MistraPharma har utvecklats, och kommer att genomföras, i nära samarbete med dess avnämare. *Kommunikationsprojektet* kommer att säkerställa att den nya kunskap som tas fram inom programmet når avnämarna i en form som motsvarar deras specifika behov. En del i detta arbete kommer att utgöras av regelbundna seminarier och möten i MistraPharmas regi, till vilka forskare och andra intressenter kommer att bjudas in.

En programhemsida kommer också att utvecklas och underhållas. Hemsidan kommer att innehålla kvalitetsgranskad information om miljörisker med humanläkemedel. Denna information kommer att presenteras på ett sätt som är lätt tillgänglig för våra avnämare och för allmänheten. (MistraPharma)

13.3 Formas

Även Forskningsrådet Formas stöder forskning angående läkemedelsrester i miljö. Efter en utlysning som hölls under början av år 2007 beslutades om nio olika projekt. Dessa har inriktning på:

- Temporala och spatiala variationer av persistenta läkemedelsrester i ytvatten och upptag i sediment.
- Grodor som modell för att studera hormonstörande läkemedel: anti-tyroidea och anti-östrogena effekter på könsdifferentiering och reproduktion.
- Läkemedel i miljön som interagerar med receptorer för peroxisomproliferatorer (PPARs): Utveckling av reportersystem i fiskceller och effekter på tidiga livsstadier hos fisk
- En kemisk karta över alla läkemedel i Sverige
- Ekosystemeffekter av östrogen - ett fältexperiment
- Antibiotikas effekter på bakteriers resistensutveckling i den akvatiska miljön. Riskutvärdering av antibiotikarester i miljön
- QSAR, mikrobiella samhällen och antibiotikablandningar
- Frivillig miljömärkning av läkemedel -- vetenskap, värderingar, effektivitet.
- Antimykotikas förekomst och öde i miljön

13.4 Stockholm Vatten

Stockholm Vatten driver sedan 2005 projektet "Läkemedel - förekomst i vattenmiljön, förebyggande åtgärder och möjliga reningsmetoder" i samarbete med GRYAAB (Ryaverket i Göteborg). Projektet finansieras huvudsakligen av Stockholm Stads sk Miljömiljard och kommer att pågå till 2009.

Projektet innehåller ett antal delar varav en handlar om åtgärder vid källan, dvs uppströmsarbete. En annan uppgift är att undersöka de nuvarande reningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester, vilka delprocesser som i så fall är ansvariga och vad som hamnar i slamfasen. Utsläppen från reningsverken följs med provtagningar i en gradient ut i recipienten och halter av läkemedelsämnen mäts i råvatten och dricksvatten. En viktig del av projektet är att undersöka ny reningsmetodik där projektet hittills har haft tillgång till pilotanläggningen Sjöstadverket som är beläget inom Henriksdals reningsverks område. Där finns en unik möjlighet att studera nya avancerade reningstekniker och deras förmåga att bryta ned läkemedel. Projektet har utnyttjat två av Sjöstadverkets fyra parallella linjer varav en utgör en kopia av Henriksdals reningsverk. Den andra är utrustad med en membranbioreaktor. De båda linjerna har i projektet kompletterats med bl a en ozonanläggning, en UV/H₂O₂ - utrustning, biobäddar, aktivt kolfilter samt omvänd osmos (RO). Tanken är att undersöka vilka reningsmetoder som kan avlägsna läkemedel från avloppsvatten på ett långsiktigt hållbart sätt med låg förbrukning av energi och kemikalier.

Med hjälp av försäljningssiffror från Apoteket har ett 60-tal läkemedel som används i stora volymer inom Stockholm Vattens upptagningsområde valts ut. De

representerar olika grupper av ämnen med varierande användningsområden och fysikalisk/kemiska egenskaper. Analytiska standardsubstanser och analysmetoder har tagits fram för de aktuella ämnena och ett stort antal prover kommer att analyseras under projektiden.

I effektstudier exponeras fisk, kräftdjur, alger och bakterier för avloppsvatten som renas med de olika nya teknikerna. Östrogena och andra subletala effekter, långtidseffekter och multipla responser av genuttryck m m studeras vid Göteborgs och Stockholms Universitet samt vid SLU. Syftet är dels att se om man kan upptäcka effekter från läkemedel och dels att undersöka om de olika reningsteknikerna i sig påverkar avloppsvattnet negativt. T ex skulle oxiderande metoder kunna ge upphov till skadliga reaktionsprodukter.

14 Diskussion

Avloppsreningsverken är byggda för att förhindra nedskräpning, smittspridning och övergödning av vattendrag. De är inte byggda för att reducera läkemedelsrester och andra miljöstörande ämnen, och det är förenat med ökad resursanvändning att förbättra effektiviteten i avloppsreningsverken när det gäller reduktion av den typen av ämnen. För miljön är det därför bäst att attityden och användningen av kemikalier i samhället anpassas till vad avloppsreningsverk och recipienter klarar av.

14.1 Förmågan att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen

Helt klart är att dagens avloppsreningsverk inte avlägsnar alla läkemedelssubstanser och andra farliga ämnen, utan många av de studerade substanserna återfinns i utgående avloppsvatten och/eller i avloppsslammet.

Avskiljningen av läkemedelsrester varierar från verk till verk och är olika för olika substanser. Avloppsreningsverkens processer bedöms inte påverkas av de låga koncentrationerna av läkemedelsrester som förekommer. Slammet bedöms inte heller innehålla sådana halter att det inte kan användas i jordbruk, även om kunskapen på detta område kan öka. Antibiotikaresistens i slam bedöms som en mindre risk men bör beaktas i framtida studier. Eftersom det finns ett miljömål, beslutat av riksdagen, där återföring av fosfor ur avlopp ingår och fosfor avskiljs till slamfasen bör reningstekniker där läkemedelsrester och andra farliga ämnen avskiljs till slam nog övervägas innan de införs.

Ämnenas farlighet och effekter på hälsa och miljö är viktiga att beakta i den totala prioriteringen av åtgärder. Läkemedelsrester som når avloppsreningsverken kan inte på något enkelt sätt delas in i riskklasser, men i den här rapporten har det gjorts ett försök att klassa vissa ämnen så att det går att se vilka som har hög medelhalt i inkommande vatten och dessutom har låg reduktionsgrad och som därför är viktiga att följa i avloppsreningsverken.

Kunskapen om läkemedelsrester i avloppsreningsverk är under uppbyggnad. Det kommer fram allt mer data för avloppsvatten, men betydligt mindre för slam. Den nedbrytning som sker av vissa läkemedel är koncentrationsberoende. En högre koncentration ger snabbare nedbrytning. Detta talar för att mängden vatten som leds till avloppsreningsverk på sikt bör reduceras, till exempel genom att ej leda dagvatten dit.

14.2 Vi behöver mer kunskap

För att klargöra vilka läkemedel som verkligen påverkar miljön och som det därför är viktigast att begränsa spridningen av är det nödvändigt med mer forskning om läkemedels effekter. MistraPharma (www.mistrapharma.se) är ett nytt svenskt forskningsprogram som är utarbetat i tät kontakt med olika avnämare. Det ska under fyra år via en genomtänkt och transparent process identifiera miljörisker för de läkemedel som finns på den svenska marknaden. Programmet syftar även till att

identifiera möjliga tekniska lösningar på avloppsreningssidan, en utvärdering som är svår att göra innan vi har goda kunskaper om vilka läkemedel som utgör störst miljörisk.

Det projekt som drivs av Stockholm Vatten kommer också att bidra till mer kunskap om hur läkemedelsrester bäst kan behandlas med dagens metoder och med nya reningsmetoder. Projektet kommer att pågå fram till 2009.

Liknande undersökningar krävs för en del andra potentiellt miljöstörande ämnen som idag inte kan renas bort i avloppsreningsverken.

14.3 Åtgärder före avloppsreningsverk

Nedbrytbarhet och miljöeffekter bör tas i beaktande vid godkännande av nya läkemedelssubstanser, det vill säga redan då nya aktiva substanser tas fram. Dessutom bör uppföljningar göras på utsläpp från reningsverk vid tillverkningsindustrin. Läkarkåren kan ta sitt ansvar genom att förskriva mindre miljöfarliga läkemedel i de fall det går att välja samt i större utsträckning främja en rationell läkemedelsanvändning. Informationen till sjukvården och allmänheten om att samla upp och lämna överblivna läkemedel till apoteket bör fortsätta.

Vissa läkemedel används i stora mängder nästan enbart på sjukhusen, bland annat cytostatika och kontrastmedel. Här kan det kanske vara aktuellt att behandla delströmmar från vissa sjukhus eller avdelningar. Fördelen med att få bort ämnena innan de hamnar i det allmänna spillvattennätet är att de annars späds ut och blir svårare att behandla. Utspädningen till låga halter minskar nedbrytningshastigheten.

Möjligheterna att komma åt andra miljöstörande ämnen innan de når avloppsreningsverket varierar mycket, bland annat beroende på olika lagstiftning. Läkemedel, veterinärmediciner, livsmedelstillsatser och kosmetiska produkter omfattas inte av kemikalielagstiftningen Reach, men miljöbalken ger oss verktyg att bland annat tillämpa försiktighetsprincipen på de övriga kemikalierna. Många ämnen som tidigare har ingått i olika hushållsprodukter har förbjudits, medan andra diskuteras. Företagens arbete med att byta ut farliga ämnen kan stimuleras genom bland annat kunskapsuppbyggnad, stöd till utveckling av verktyg som databaser, upphandlingshjälpmedel, checklistor med mera. Miljömärkningar av olika slag kan ha stor betydelse för den här gruppen då miljömärkning underlättar för konsumenterna att välja de bästa produkterna ur miljösynpunkt. Det är önskvärt att miljömärkningen utvidgas, både med kriterier för nya produktgrupper och tjänster och att flera leverantörer miljömärker sina varor.

14.4 Förslag och rekommendationer för behandling i avloppsreningsverk

Möjligheten att förbättra reduktionen av läkemedelsrester i existerande avloppsreningsverk är begränsad. Utbyggd kväverening eller höjning av slamåldern i aktivslamsteget med ett antal dygn kan förbättra reduktionen för ett antal substanser, men inte för alla. Någon total reduktion kan långt ifrån påräknas i dagens kommunala avloppsreningsverk.

Om läkemedelsresterna inte går att stoppa vid källan och om de visar sig ha allvarliga negativa effekter på recipienten, kan det därför uppstå en situation där avloppsreningsverken måste kompletteras med ny teknik. Men innan kompletterande teknik byggs ut behövs det vidare utvärdering av hur det renade avloppsvattnet påverkar vattenorganismerna. Detta krävs för att man ska veta vilka substanser som verkligen behöver reduceras, och för att sedan kunna jämföra olika metoders möjlighet att åstadkomma reduktionen med en rimlig resursförbrukning.

I dagsläget ökar forskning och utveckling av metoder för att reducera läkemedelsrester. De nya metoderna har alla potential att förbättra reduktionen av läkemedelsrester och även av andra miljöstörande ämnen. De nya processerna bör placeras sist i reningsverket för att ha bäst verkningsgrad. Det är viktigt att poängtera att den andel av ämnena som finns i slamfasen inte reduceras med denna placering.

Det finns indikationer på att vissa metoder är effektivare och mer kostnadseffektiva än andra. På reningsverk bör fortsatta försök i första hand bygga på dels ozon, dels väteperoxid i kombination med UV-ljus. För den senare metoden krävs en hel del utveckling av en optimal reaktor. Ett system för oxidation med ozon kan lätt kompletteras med tillsats av väteperoxid för ökad radikalbildning. System med aktivt kol kan också vara värda att utvärderas i dessa sammanhang medan omvänd osmos bör betraktas framför allt som en barriör vars driftskostnader är höga och därmed begränsar användningen. Det behöver också säkerställas att till exempel kompletterande oxiderande metoder inte åstadkommer ett mer toxiskt vatten på grund av reaktionsprodukterna.

14.4.1 Vad skulle det kosta?

Det finns mycket lite underlag för kostnadsberäkningar i dagens litteratur. Det finns några siffror för ozonering i stora verk. En grov uppskattning av drift-, investerings- och kapitalkostnader för svenska förhållanden visar att den extra kostnaden för att reducera läkemedelsrester från avloppsvatten ligger mellan 0,75 och 15 kronor/m³, beroende på teknikval och reningsverkets storlek. Undantas den dyraste metoden, omvänd osmos, hamnar kostnaden mellan 0,75 och 5 kronor/m³. I dagsläget kostar rening av avloppsvatten mellan 2 och 8 kronor/m³. Energianvändningen i reningsverken kommer att minst fördubblas om reningen införs. Extrapoleras kostnaden till alla reningsverk i Sverige uppgår totalkostnaden till mellan 1,5 och 10 miljarder kronor/år; det motsvarar 200 till 1 300 kronor per person och år.

Troligen skulle det behövas ett helt batteri av olika separations- eller oxidationsmetoder för att helt befria avloppsvattnet från oönskade ämnen, och ännu så länge vet vi alldeles för lite för att det ska vara motiverat att investera i sådan relativt dyrbar teknik.

Bilaga 1. Halter av läkemedelsrester i olika vatten och i reningsverksslam

Substans	CAS	Typ av läkemedel	Sjukhusavlopp ng/L	Antal	In till ARV ng/L	Antal	Ut från ARV ng/L	Antal	Recipient ng/L	Antal	Dricksvatten ng/L	Antal	ARV slam µg/kg TS	Antal
Atenolol	C07A B03	Betablockerare	6 800	23/23	3 500	16/16	3 200	16/16	9	8/9	< 0,2	0/13	43	5/9
Ciprofloxacin	J01M A02	Antibiotika	3 400	8/9	190	13/13	27	16/16	3,3	3/12	< 5	0/10		
Citalopram	N06A B04	Antidepressivt	670	22/22	200	12/13	250	13/13	2,7	4/6	0,3	1/13	360	9/9
Dextropropoxifen	N02A C04	Analgetika	140	17/22	30	14/15	65	14/15	0,5	6/9	0,1	3/13	26	5/9
Diazepam	N05B A01	Lugnande	190	18/23	5	11/16	5	10/16	<0,3	0/9	< 1	0/13	<10	0/9
Diklofenak	M01A B05	Antiinflammatoriskt	990	36/37	320	44/47	240	80/84	3,4	8/20	< 1	0/16	37	52/66
Doxycyclin	J01A A02	Antibiotika	810	28/38	1 200	19/48	240	14/90	(54)	1/22	< 10	0/16	710	30/67
Enalapril	C09A A02	ACE-hämmare	410	14/23	110	12/16	40	3/16	<0,1	0/9	<0,3	0/13	42	2/9
Etinylöstradiol	G03A A07	Könshormon	12	4/50	20	6/54	3	14/109	<0,2	0/37	0,4	1/19	160	5/66
Fluoxetin	N06A B03	Antidepressivt	110	11/12	18	6/15	23	12/15	< 1	0/9	< 1	0/10	91	9/9
Furosemid	C03C A01	Vätskedrivande	12 000	22/23	2 300	16/16	2 000	16/16	19	4/9	< 1	0/13	110	9/9
Hydrokortiazid	C03E A01	Vätskedrivande	1 500	25/25	1 100	16/16	1 300	16/16	10	5/9	< 1	0/13	46	1/9
Ibuprofen	M01A E01	Antiinflammatoriskt	6 900	36/40	6 600	44/48	1 200	73/85	6	8/20	< 1	0/13	85	57/66
Ifosfamid	L01A A06	Cytostatika	430	10/34	16	2/24	9	4/30	< 1	0/14	< 1	0/16	< 10	0/9
Karbamezapin	N03A F01	Antiepileptika	3 100	10/11	530	9/9	660	15/15	10	1/6	<10	0/3		
Ketoprofen	M01A E03	Antiinflammatoriskt	1 700	38/40	2 000	48/48	890	83/85	6	14/20	< 1	0/16	74	44/66
Koffein	N06B C01	Psykostimulerande	260 000	11/11	120 000	9/9	2 000	8/14	80	2/6	<50	0/3		
Metoprolol	C07A B02	Betablockerare	1 900	33/34	1 000	23/24	1 300	31/31	13	10/15	0,5	6/16	51	8/8
Metronidazol	J01X D01	Antibiotika	3 700	8/8	250	12/15	56	17/17	0,3	2/11	<0,3	0/13		
Naproxen	M01A E02	Antiinflammatoriskt	7 300	40/40	5 300	48/48	1 500	82/84	3	12/18	0,4	3/16	51	52/64
Norfloxacilin	J01M A06	Antibiotika	1 000	12/13	150	15/15	18	14/17	3	1/12	<5	0/13		
Oxazepam	N05B A04	Lugnande	2 200	22/23	540	16/16	620	15/16	5	9/9	1	3/13	97	9/9
Paracetamol	N02B E01	Analgetika	250 000	22/23	100 000	13/13	110	10/16	<3	0/9	<5	0/13	<50	0/8
Propranolol	C07A A05	Betablockerare	490	4/13	74	3/12	140	10/18	0,9	3/9	<0,3	0/6		
Ranitidin	A02B A02	Magsärsmedicin	1 300	14/23	800	14/16	440	14/16	1,5	4/9	< 1	0/13	48	2/9
Salbutamol	R03A C02	Bronkvidgande	300	18/23	21	12/16	13	11/16	0,2	4/9	<0,1	0/13	<10	0/9
Sertralin	N03A B06	Antidepressivt	250	21/22	52	13/15	39	12/15	< 1	0/9	< 1	0/10	330	9/9
Sulfametoxazol	J01E E01	Antibiotika	3 600	14/19	290	23/24	120	27/32	2,5	7/18	< 1	0/16		
Terbutalin	R03A C03	Bronkvidgande	160	17/23	22	13/16	17	12/16	0,1	1/9	<0,1	0/13	18	2/9
Tetracyklin	J01A A07	Antibiotika	480	32/40	510	40/47	110	26/84	(67)	1/19	<5	0/16	1 200	43/65
Trimetoprim	J01E A01	Antibiotika	3 200	16/19	270	17/24	210	29/32	2,4	11/18	0,1	1/16		
Warfarin	B01A A03	Antikoagulantia	53	13/23	7	11/14	8	8/12	< 1	0/9	< 1	0/13	<10	0/9

Bilaga 2. Läkemedelshalter och reduktionsgrader

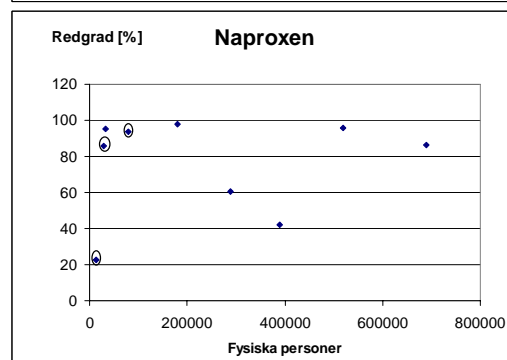
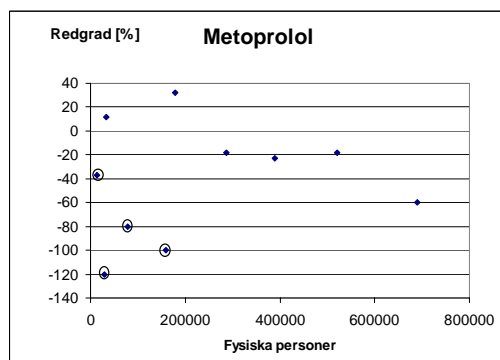
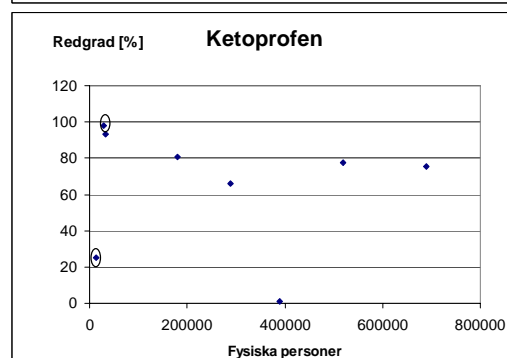
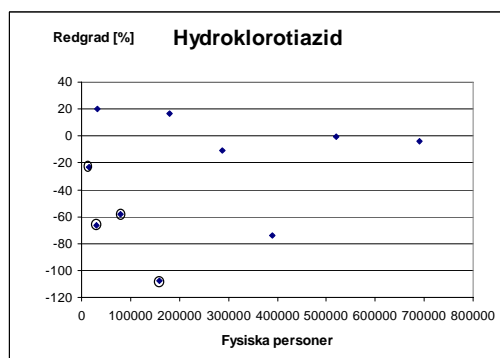
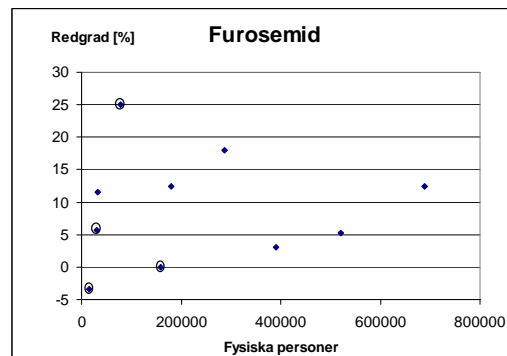
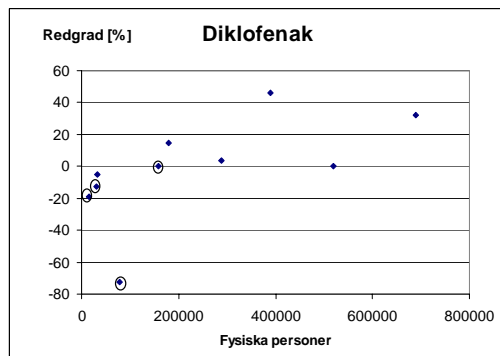
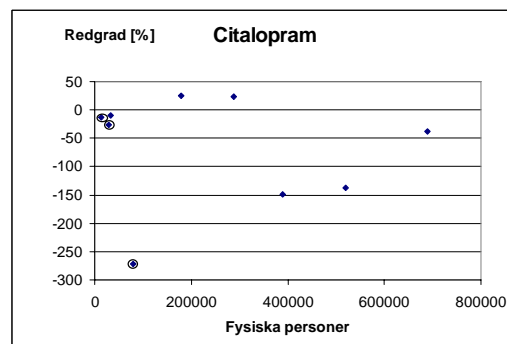
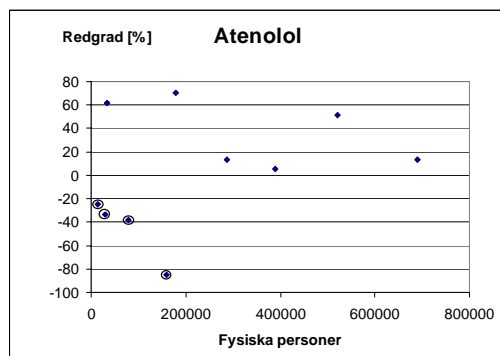
Halter i inkommande och utgående avloppsvatten samt beräknad total reduktionsgrad av olika läkemedelsrester över avloppsreningsverken.

Substans	Halt in Medel ng/l	Halt ut Medel ng/l	Reduktionsgrad Medel %	Antal datapar
Atenolol	3387	3238	9	16
Atorvastatin	32	1	96	3
Bromokriptin	<20	<20	-	0
Cefuroxim	380	66	85	4
Cetirizin	153	167	-6	3
Ciprofloxacin	192	27	69	13
Citalopram	<178	246	-62	12
Cyklofosamid	<17	<12	35	10
Dextropropoxifen	33	65	-129	14
Diazepam	5	5	>-6,5	11
Diklofenak	317	239	11	44
Doxycyklin	1059	241	>77	21
Enalapril	108	40	>92	12
Erytromycin	419	251	>28	12
Etinylöstradiol	8	3	>42	15
Felodipin	14	15	-2	5
Fentanyl	<10	<2	-	0
Flunitrazepam	<10	<5	-	0
Fluoxetin	18	23	>-184	6
Fluvoxamin	<7,8	<6,5	-	0
Furosemid	2324	2006	10	16
Hydroklоротiazid	1136	1322	-26	16
Hydrokortison	210	<30	>86	2
Ibuprofen	6454	1165	>85	44
Ifosamid	16	9	5	2
Isosorbidmononitrat	78	34	-153	3
Karbamezapin	529	659	-40	9
Ketokonazol	50	8	>89	2
Ketoprofen	2004	893	>51	48
Kodein	707	201	71	3
Levonorgestrel	<100	<20	-	0
Loratadin	<10	<10	-	0
Losartan	447	147	67	3
Metformin	<917	<385	70	2
Metoprolol	982	1329	-24	24
Metronidazol	278	56	48	9
Mometason	<20	<20	-	0
Naproxen	5289	1495	>69	47
Noretisteron	<23	<6,1	>61	20
Norfloxacin	153	<17	>21	14
Ofloxacin	<13	<4,7	>80	8
Omeprazol	<20	<0,69	-	0
Oxazepam	570	619	>-11	16
Oximetazolin	<2,70	<2,58	>20	2
Oxitetracyklin	<141	<13	>78	24
Paroxetin	<4,81	<13,30	>4,1	4
Propranolol	<144	<136	-25	3
Ramipril	9	7	23	3
Ranitidin	<698	<382	-431	14
Risperidon	<5	<2	-	0
Sertralin	51	<33	18	10
Simvastatin	<89	<73	>68	2
Sulfametoxazol	<89	<107	>48	22
Terbutalin	<20	<14	>30	13
Tetracyklin	<442	<36	>80	41
Trimetoprim	<222	<199	>-17	16
Warfarin	<1722	<1442	-21	12
Xylometazolin	6	5	27	3
Zolpidem	5	3	23	3
Zopiklon	36	52	-51	3
Ostriol	<144	<8,1	>86	28
Ostradiol	18	17	>72	32

Bilaga 3. Klassificering av läkemedelssubstanser efter reduktionsgrad och förekomst i avloppsvatten

Substans	Halt in Medel ng/l	Halt ut Medel ng/l	Reduktionsgrad Medel %	Antal datapar	Reduktion % Grupp	IN Grupp	UT Grupp
Atorvastatin	32	1	96	3	A	B	A
Cefuroxim	380	66	85	4	B	C	B
Tetracyklin	<442	<36	>80	41	B	C	B
Ofloxacin	<13	<4,7	>80	8	B	B	A
Ibuprofen	6454	1165	>85	44	B	D	D
Ostriol	<144	<8,1	>86	28	B	C	A
Hydrokortison	210	<30	>86	2	B	C	B
Ketokonazol	50	8	>89	2	B	B	A
Enalapril	108	40	>92	12	B	C	B
Losartan	447	147	67	3	C	C	C
Ciprofloxacin	192	27	69	13	C	C	B
Metformin	<917	<385	70	2	C	C	C
Kodein	707	201	71	3	C	C	C
Ketoprofen	2004	893	>51	48	C	D	C
Noretisteron	<23	<6,1	>61	20	C	B	A
Simvastatin	<89	<73	>68	2	C	B	B
Naproxen	5289	1495	>69	47	C	D	D
Ostradiol	18	17	>72	32	C	B	B
Doxycyklin	1059	241	>77	21	C	D	C
Oxitetracyklin	<141	<13	>78	24	C	C	B
Furosemid	2324	2006	10	16	D	D	D
Diklofenak	317	239	11	44	D	C	C
Ramipril	9	7	23	3	D	A	A
Zolpidem	5	3	23	3	D	A	A
Xylometazolin	6	5	27	3	D	A	A
Cyklofosamid	<18	<12	35	10	D	B	B
Metronidazol	278	56	48	9	D	C	B
Oximetazolin	<2,7	<2,6	>20	2	D	A	A
Norfloxacin	153	<17	>21	14	D	C	B
Erytromycin	419	251	>28	12	D	C	C
Terbutalin	<20	<14	>30	13	D	B	B
Etinylöstradiol	8	3	>42	15	D	A	A
Sulfametoxazol	<89	<107	>48	22	D	B	C
Ifosfamid	16	9	5	2	E	B	A
Atenolol	3387	3238	9	16	E	D	D
Paroxetin	<4,8	<13	>4,1	4	E	A	B
Ranitidin	<698	<382	-431	14	F	C	C
Isosorbidmononitrat	78	34	-153	3	F	B	B
Sertralin	51	<34	18	10	F	B	B
Dextropropoxifen	33	65	-129	14	F	B	B
Citalopram	<178	246	-62	12	F	C	C
Zopiklon	36	52	-51	3	F	B	B
Karbamezapin	529	659	-40	9	F	C	C
Hydroklorotiazid	1136	1322	-26	16	F	D	D
Propranolol	<144	<137	-25	3	F	C	C
Metoprolol	982	1329	-24	24	F	C	D
Warfarin	<1722	<1442	-21	12	F	D	D
Cetirizin	153	167	-6	3	F	C	C
Felodipin	14	15	-2	5	F	B	B
Oxazepam	570	619	>-11	16	F	C	C
Trimetoprim	<222	<199	>-17	16	F	C	C
Fluoxetin	18	23	>-184	6	F	B	B
Diazepam	5	5	>-6,5	11	F	A	A
Bromokriptin	<20	<20	-	0			
Fentanyl	<10	<2	-	0			
Flunitrazepam	<10	<5	-	0			
Fluvoxamin	<7,8	<6,5	-	0			
Levonorgestrel	<100	<20	-	0			
Loratadin	<10	<10	-	0			
Mometason	<20	<20	-	0			
Omeprazol	<20	<0,69	-	0			
Risperidon	<5	<2	-	0			

Bilaga 4. Reduktionsgrad för läkemedelsrester som funktion av antalet personer anslutna till avloppsreningsverk



Bilaga 5. Läkemedelssubstansers kemisk-fysikaliska egenskaper

Egenskaperna för organiska ämnen som läkemedel kan mätas på många olika sätt. Fördelningen av ämnet mellan vatten och organiska fasta material är ett sätt. Ämnens sura eller basiska egenskaper är ett annat sätt. Lösligheten i vatten är ytterligare ett sätt att karakterisera ämnena. Egenskaperna kan i en del fall användas för att bedöma ämnens väg genom avloppsreningsverket.

FÖRDELNING AV ETT ÄMNE MELLAN OKTANOL OCH VATTEN – FÖRDELNINGSKONSTANTEN K_{ow}

Tiologaritmen av fördelningskonstanten, K_{ow} , mellan oktanol och vatten betecknas $\log K_{ow}$. Konstanten är normalt ett mått på fettlösligheten hos ett ämne. I teoribildning kring läkemedelsresternas fördelning mellan avloppsvatten och slam jämförs ofta $\log K_{ow}$ med den faktiska fördelningen slam/vatten. Problemet är att analysdata för slam ofta saknas, vilket gör det svårt att verifiera hypotesen att $\log K_{ow}$ kan användas för bedömning av fördelning mellan avloppsvatten och slam.

De mest lipofila ämnena, som har ett högt $\log K_{ow}$, binds i större utsträckning till slammet, både till primärslammet och bioslammet. Det finns dock inget enkelt samband mellan adsorption och fettlöslighet, mätt som $\log K_{ow}$. Positivt laddade föreningar har en större tendens att binda till det negativt laddade bioslammet.

Tumregel för förmåga att binda till slammet, sorptionspotential (Cerne 2006):

$\log K_{ow} < 2,5$, låg sorptionspotential

$\log K_{ow} 2,5\text{--}4$, medelhög sorptionspotential

$\log K_{ow} > 4$, hög sorptionspotential

FÖRDELNING AV ETT ÄMNE MELLAN VATTEN OCH ORGANISKT KOL I JORD, SEDIMENT ELLER SLAM – FÖRDELNINGSKONSTANTEN K_{oc}

Fördelningskoefficienten för en substans mellan vatten och organiskt kol i jord, sediment eller slam betecknas K_{oc} . Parametern kan användas på samma sätt som $\log K_{ow}$. Kolinnehållet i slam kan variera beroende på val av fällningskemikalie, slamålder och de till avloppsreningsverket anslutna industrierna. En modell för beräkning av fördelningen mellan avloppsvatten och slam bygger på att beräkna den relativa mängden substans i slam utgående från K_{oc} .

Exempel på substanser som främst återfinns i vatten baserat på fördelningsberäkning med K_{oc} -värden är atenolol, ciprofloxacin, dextropropoxyfen, doxycyklin, furosemid, hydroklortiazid, metoprolol, oxazepam, paracetamol, sulfametoxazol, medroxiprogesteron, metformin, terbutalin, trimetoprim och zoplikon.

Substanser som främst återfinns i slam baserat på fördelningsberäkning med K_{oc} är dextropropoxifen, fentanyl, fluoxetin och losartan. Samtliga föreslagna substanser ska ses som indikatorer för att förbättra avloppsreningsverkens förmåga att fånga upp läkemedelssubstanser genom att veta var man ska leta efter vad.

FÖRDELNINGSKONSTANTEN (DISSOCIATIONSKONSTANTEN) FÖR SYROR – PKA

pKa är den negativa tiologaritmen av K_a som är jämviktskonstanten eller dissociationskonstanten för en svag syra. pKa-värdet är det pH-värde då syran är dissocierad till 50 procent, det vill säga syramolekylen är till hälften i jonform och till hälften som syra.

Omsatt till läkemedelsrester i kommunalt avloppsvatten, som normalt har ett pH-värde runt 7 (pH 6,5–7,5), är ämnen med pKa-värden över 9 dissocierade (i jonform) till mindre än 1 procent. Ämnen med pKa-värden under 5 är vid samma pH dissocierade till mer än 99 procent.

Värdet för pKa för de utvalda substanserna i läkemedelsprojektet i Stockholm varierar mellan cirka 2 och 10, vilket visar att några generella slutsatser för alla läkemedel inte kan dras baserat på pKa-värdet.

VATTENLÖSLIGHET

De flesta läkemedelssubstanser går att lösa i vatten. För de utvalda substanserna i Stockholm Vattens läkemedelsprojekt varierar lösligheten i vatten mellan $\mu\text{g/liter}$ och g/liter . De normalt förekommande halterna i avloppsvatten rör sig i ett lägre område, ng/liter till $\mu\text{g/liter}$.

En substans med låg löslighet är kandesartan där lösligheten endast är 200 ng/liter . Denna substans borde då fastna i slamfasen, åtminstone i sin ursprungliga form.

Bilaga 6. PEC/PNEC och QSAR-modellering

PEC/PNEC

Miljöriskbedömningen för läkemedelssubstanser på Fass.se kan baseras på kvoten mellan den förväntade koncentrationen av läkemedlet i svenska vattendrag (PEC, Predicted Environmental Concentration) och den koncentration som förväntas vara säker för de vattenlevande djur och växter som lever där (PNEC, Predicted No Effect Concentration). För olika värden på kvoten PEC/PNEC gör man följande bedömningar:

$PEC/PNEC < 0,1$	Användningen av läkemedlet bedöms medföra <i>försumbar</i> risk för miljöpåverkan.
$0,1 < PEC/PNEC < 1$	Användningen av läkemedlet bedöms medföra <i>låg</i> risk för miljöpåverkan.
$1 < PEC/PNEC < 10$	Användningen av läkemedlet bedöms medföra <i>medelhög</i> risk för miljöpåverkan.
$PEC/PNEC > 10$	Användningen av läkemedlet bedöms medföra <i>hög</i> risk för miljöpåverkan.

(Mattson 2007)

Kvoten PEC/PNEC har dock en mängd begränsningar och osäkerheter. Vad gäller PEC-beräkningar baserar sig dessa på försäljning av WHO-definierade dygnsdoser (DDD). Läkemedel inom vissa grupper som säljs i andra former än tabletter och infusionsvätskor, till exempel geler, depåplåster, inhalatoraerosoler och vagitorer, kan sakna DDD vilket gör att beräknat PEC kan vara en underskattning av den faktiska konsumtionen av läkemedlet. I de fall då den aktiva substansen även förekommer i veterinärmedicinska läkemedel är detta bidrag till PEC-värdet inte heller inkluderat. PEC är också en uppskattning som bygger på ett generellt antagande om utspädningsvolymen, men de lokala avvikelserna kan vara stora. I ett land som Sverige torde utspädningsfaktorn vara starkt årstidsberoende, något som riskbedömningsmodellen inte tar någon hänsyn till.

Å andra sidan kan PEC för många substanser kraftigt överskattas. PEC-värdet baseras i miljöklassificeringen i Fass.se först på försåld mängd, eftersom kunskap om konsumtions- eller förbrukningsdata saknas. Mängden reduceras sedan efter hur stor andel som lämnar kroppen i oförändrad form eller bara konjugerad. Om data för det saknas antas hela mängden gå till avlopp. Nästa reduktion är vad som försvinner i avloppsreningsverk, antingen genom nedbrytning eller genom adsorption till slammet. Väldigt ofta saknas fortfarande pålitliga siffror för den avskiljningen, och då antar man åter att allt passerar i vattenfasen.

Givetvis är den verkliga koncentrationen i vattnet den som avgör om det blir några effekter. Den betecknas MEC (Measured Environmental Concentration). När man väl har kommit till ett MEC som är högre än PNEC är det emellertid sent att sätta in åtgärder. Därför strävar man att aldrig nå så långt genom att ha PEC som ett varningssystem.

PNEC uppskattas utifrån ekotoxikologiska studier på tre trofinivåer med säkerhetsfaktorer mellan 10 och 1 000 för de fall då data avseende kronisk toxicitet saknas (dessvärre det vanligaste scenariot). Huruvida säkerhetsfaktorerna verkligen innefattar de kroniska riskerna med läkemedel kan däremot ifrågasättas. För vissa läkemedel kan kvoten mellan akut toxicitet (den effektkoncentration vid vilken akuta toxiska effekter uppstår) och kronisk toxicitet (den effektkoncentration vid vilken kroniska effekter kan observeras) vara flera tiopotenser. En kvot så stor som 1 000 000 mellan akuta och kroniska data har påvisats för androgener och östrogener. Omvänt kan för andra grupper av läkemedel denna kvot vara lika med ett, det vill säga akuta och kroniska effekter uppkommer vid samma effektkoncentration. (Crane 2005)

Ett ytterligare osäkerhetsmoment i riskbedömningen av läkemedel är att man ofta inte vet tillräckligt om olika nedbrytningsprodukter av läkemedlen och därför inte kan ta in dem och deras eventuella risker i bedömningen.

Tabellen nedan ger några exempel på data för PEC och PNEC för en del substanser, MEC för svenska vatten och riskbedömningen PBT enligt Stockholms läns landsting (se avsnitt 12.1.1.) Ju högre PBT-index, desto högre är den inneboende miljöfarligheten.

Tabell 1. PEC och PNEC från Fass.se, MEC i några svenska recipienter och PBT (SLL 2007).

Förening	MEC ng/liter	PEC ng/liter	PNEC ng/liter	PEC/PNEC	MEC/PNEC	PBT
Diklofenak	<3–6	6,3	100	0,06	<0,06	7
Etinylöstradiol	<0,05–<1	0,58	0,1	5,8	<0,5–<10	9
Ibuprofen	1,3–17	170	7 100	0,02	0,0002–0,002	5
Paracetamol	<3–<5	1 300	9 200	0,14	<0,0005	4
Propranolol	0,2–2,1	20	5	4	0,04–0,42	3
Sulfametoxazol	1–4,3	0,15	27	0,006	0,04–0,16	6
Trimetoprim	0,2–8,8	110	16 000	0,007	<0,0006	4

Tabellen visar att risken för effekter av etinylöstradiol i recipienter är relativt stor, och man har också sett feminisering av fisk i flera naturliga vatten, dock inte i Sverige. Effekterna kan i de fallen bero på både etinylöstradiol och naturliga östrogener. Man ser också svårigheten att analysera etinylöstradiol i de låga halter som kan tänkas ge effekter. För propranolol antyder det beräknade PEC-värdet att det kan ge effekter, men baserat på MEC i de undersökta vattnen ligger riskfaktorn under 1. Generellt kan PEC och MEC skilja sig ganska mycket för samma förening. Det är naturligt eftersom PEC är beräknat som medelvärde för svenska recipienter, medan MEC är lokala mätningar med till exempel olika inverkan av utlopp från avloppsreningsverk. Dessutom använder man försiktighetsprincipen när man anger PEC, med hög utsöndring från kroppen och låg avskiljning i avloppsreningsverk.

QSAR-MODELLERING

I brist på kroniska ekotoxikologiska data anses bestämningen av PNEC med olika säkerhetsfaktorer vara tillräckligt adekvat för att möjliggöra att arbetet med miljöriskbedömning av läkemedel går framåt. Ett möjligt komplement är QSAR för att uppskatta PNEC. QSAR är förkortningen för *Quantitative structure-activity relationship*, en metodik för att ur de kända egenskaperna hos ett antal välkaraktäriserade ämnen prediktera (beräkna) egenskaper för ett icke-karaktäriserat, ”okänt” ämne (Hansch 1969).

Läkemedel verkar, till skillnad från de flesta andra industrikemikalier, genom mycket specifika interaktioner med en lång rad olika målmolekyler (proteiner). Traditionell multivariat QSAR-modellering används ofta för att utifrån en molekyls kemiska och fysikaliska egenskaper beräkna hur potent substansen är. Dessa teoretiska modeller baseras på att man har tillgängliga, uppmätta effektdata från många andra molekyler som verkar via samma toxiska mekanism.

Verkningsmekanismerna bakom de specifika effekter man är oroad över för läkemedel är mycket olika för olika substanser. Data från ekotoxikologiska tester som utgår från varje läkemedels specifika verkan är fortfarande mycket sparsamma. Däremot finns det ganska mycket data på ospecifika, ofta akuttoxiska effekter. Dessa ospecifika effekter uppkommer dock först vid koncentrationer långt högre än de som uppmätts i miljön. Att förutsäga vilka läkemedel som utgör en miljörisk med QSAR baserat på dessa ospecifika effektdata ger därför tyvärr ofta begränsade möjligheter att identifiera problemläkemedel. Däremot kan det vara mer rationellt att använda QSAR för ”fate-studier”, till exempel upptag av läkemedel i organismer vilket också är en viktig del i riskbedömningssammanhang.

Eftersom mängden av kemikalier som blir föremål för miljöriskbedömning är stor och de traditionella testmetoderna (nedbrytnings- och toxicitetsstudier) är resurskrävande har speciellt utvecklade dataprogram börjat användas som komplement. Tekniken baseras på att ett ”nytt” ämnes effekter på en organism, till exempel vattenloppan *Daphnia magna* kan förutsägas utifrån deras kemiska struktur genom att jämföra med kemikalier med likartad struktur (ett så kallat träningsset) som har känd effekt med avseende på vattenloppan. Vid en QSAR-modellering sker en kvantitativ analys av förhållandet mellan ämnens molekylära struktur och/eller fysikalisk-kemiska egenskaper (ämnets deskriptorer) och den biologiska effekten. Typiska deskriptorer är: 1) molekylära egenskaper från kvantkemiska beräkningar, 2) molekylär topologi (bindningslängder, bindningsvinklar, polariserbarhet, vilka atomslag som ingår), och 3) lipofilitet och termodynamiska storheter. Kvalitet och användbarhet av en QSAR-modell beror sedan på storleken av träningssetet och diversiteten hos molekylerna i träningssetet.

Förenklat matematiskt kan QSAR-relationerna beskrivas som:

$$\text{Biologisk aktivitet} = \text{Konstant} + C_1P_1 + C_2P_2 + \dots + C_nP_n \text{ (en linjär ekvation)}$$

Parametrarna P_1 till P_n (deskriptorerna) beräknas för varje molekyl i en stor serie. Ekvationen används för att förutspå liknande aktivitet hos nya substanser av samma slag. QSAR-modeller är av kostnadsskäl mycket attraktiva för att bedöma lä-

kemedelsmolekyler egenskaper, till exempel ekotoxicitet och persistens, i de fall dessa egenskaper inte är kända. Dessvärre finns det idag få (om ens någon) QSAR-modell som utvecklats för just det ändamålet. Med det menas att det inte finns QSAR-modeller att tillgå där tillräckligt många läkemedelsmolekyler ingår i träningssetet. Det specifika med läkemedelsmolekyler är att de designats för att ha en optimal ("lagom") biologisk aktivitet. Om QSAR-modellens träningsset inte innefattar denna typ av molekyler är det stor risk att modellens giltighet blir för snäv och att osäkerheten i prediktionen blir för stor för att vara acceptabel.

En av de mest spridda QSAR-modellerna, ECOSAR, har utvecklats av William M. Meylan and Philip H. Howard på Syracuse Research Corporation, på uppdrag av amerikanska Naturvårdsverket EPA (Meylan och Howard 1994a och b, 1995, 1996). Ändamålet från början var inte att använda ECOSAR för att förutsäga läkemedelsmolekyler ekotoxicitet. Ändå förekommer ECOSAR-genererade data ibland i samband med miljöriskbedömning av läkemedel. Även IVL Svenska Miljöinstitutet bedriver forskning och mycket avancerat utvecklingsarbete avseende QSAR i kombination med kemometriska metoder, så kallad PLS-modellering (Furusjö med flera 2007, Furusjö och Rahmberg 2007).

Rätt använt har QSAR-modeller ett berättigande i miljöriskbedömning av läkemedel, men QSAR-data bör som sagt användas med stor aktsamhet. QSAR-data bör företrädelsevis bara jämföras med QSAR-genererade data och inte blandas med experimentellt genererade data.

Bilaga 7. Analysmetodik för läkemedelsrester

Analysmetodiken inbegriper tre moment: upparbetning av prover, identifiering av ämnen och deras haltbestämning i proverna.

Normalt sett ligger halter av läkemedelsrester och deras metaboliter på nivåer från nanogram (ng) till högst mikrogram (μg) per liter i naturligt vatten och avloppsvatten och, beroende på vilket läkemedel på nivåer från nanogram till milligram per kilo torrsbstans (TS) i slam och levande organismer. Detta plus förekomsten av många andra ämnen – partiklar, salter och så vidare – som kan störa analysen gör att man som regel är tvungen att upparbeta prov. För vatten och biologiska vätskor (till exempel fiskblod och galla) brukar man använda SPE-teknik, där SPE står för fastfasextraktion (solid phase extraction). I princip kan man använda vätske/vätskeextraktion med olika lösningsmedel med ungefär samma resultat, men hanteringen av ofta stora volymer vätskor (upp till liter) gör det opraktiskt. Vid användning av SPE väljs för varje substansgrupp lämpligt adsorbent och lämpliga förhållanden (pH, volym och så vidare) och man låter vätskan (vatten, blod, galla) rinna genom adsorbentet. SPE-teknik fungerar på så sätt att de intressanta ämnena från vätskefasen (vatten, blod, galla) fastnar på adsorbentet medan salter, vatten och andra ämnen går genom. Efter uppkoncentrering på SPE elueras (löses upp) ämnena ifråga med hjälp av ett lämpligt lösningsmedel. Man uppnår därigenom två mål, nämligen att koncentrera läkemedelsrester och att samtidigt bli av med en störande matris.

När det gäller fasta prover som slam och i viss mån organismer används ofta extraktion med en lämplig blandning av olika lösningsmedel. I vissa fall följer ytterligare ett steg – derivatisering, där man låter läkemedelsrester i koncentratet från provet bilda föreningar med önskade egenskaper, till exempel metylestrar för NSAIDs, det vill säga antiinflammatoriska medel (Andersson med flera 2005; Paxéus 2004, Sacher med flera 2001).

Själva analysen, det vill säga identifiering och kvantifiering av läkemedelsrester i koncentratet och därigenom haltbestämning i provet, görs numera nästan uteslutande med hjälp av gaskromatografi påkopplad med masspektrometri (GC-MS) eller vätskekromatografi tillsammans med masspektrometri (HPLC-MS). Skillnaden är att med GC-MS kan man analysera flyktiga och termotabila föreningar, medan HPLC-MS är lämpligt för analys av termolabila vattenlösliga föreningar som är laddade i vattenfasen. De två metoderna kompletterar varandra. Identifiering i masspektrometri sker med både retentionstid och ämnets specifika masspektrum jämfört med ren standard (samma ämne eller ämnen upplösta i vatten/lösningsmedel) som körs under samma betingelser. För kvantifiering konstrueras en kalibreringskurva för varje komponent och man jämför utslag på masspektrometri (ofta area) för respektive ämne i provet med kalibrering (rena substanser).

Bilaga 8. Analyserade halter av läkemedelsrester ut från svenska avloppsreningsverk

Utgående halter från avloppsreningsverk, ng/liter. Halter över detektionsgränsen.

Substans	Typ av läkemedel	Medel	Min	Max	Frekvens
Amlodipin	Blodtryckssänkande	9	5,5	13	3/3
Amoxicillin	Antibiotika			120	1/7
Ampicillin	Antibiotika	71	46	120	4/7
Atenolol	Betablockerare	3 200	690	16 000	16/16
Atorvastatin	Serumlipidsänkande	1,2	0,27	2	3/3
Bezafibrat	Serumlipidsänkande	200	40	520	12/15
Bromokriptin	Parkinsonmedel			<20	0/3
Cefadroxil	Antibiotika	83	30	130	4/7
Cefuroxim	Antibiotika			260	1/4
Cetirizin	Antihistamin	170	140	180	3/3
Ciprofloxacin	Antibiotika	27	7	120	16/16
Citalopram	Antidepressivt	250	60	720	13/13
Cyklofosfamid	Cytostatika	6,9	1,6	15	13/45
Dextropropoxifen	Analgetika	40	14	64	13/14*
Diazepam	Lugnande	4,6	2,2	13	10/16
Diklofenak	Antiinflammatoriskt	250	27	700	78/84
Dikloxacillin	Antibiotika	110	70	150	2/15
Doxycyklin	Antibiotika	240	32	910	14/90
Enalapril	ACE-hämmare	40	14	70	3/16
Erytromycin	Antibiotika	250	130	440	17/28
Etinylöstradiol	Könshormon	0,3	0,07	0,6	14/109*
Felodipin	Blodtryckssänkande	15	6,5	31	6/8
Fenazon	Analgetika	260	130	390	2/15
Fenofibrat	Serumlipidsänkande			20	1/15
Fentanyl	Anestetika			<2	0/3
Flunitrazepam	Sömnmedel			<5	0/3
Fluoxetin	Antidepressivt	23	4	61	12/15
Fluvoxamin	Antidepressivt			<10	0/10
Furosemid	Vätskedrivande	2 000	1 000	3 300	16/16
Gembifibrozil	Serumlipidsänkande	390	160	910	14/15
Hydroklorotiazid	Vätskedrivande	1 300	320	4 600	16/16
Hydrokortison	Mot eksem			<30	0/3
Ibuprofen	Antiinflammatoriskt	1 300	3,2	7 800	66/85
Ifosfamid	Cytostatika	9,1	1,7	23	4/30
Indometazin	Antiinflammatoriskt	65	40	110	4/15
Isosorbidmononitrat	Mot kärlkramp	34	17	47	3/3
Karbamazepin	Antiepileptika	660	300	1 400	15/15
Ketokonazol	Antiepileptika	7,9	5,6	10	2/3
Ketoprofen	Antiinflammatoriskt	910	20	2 900	81/85
Kloramfenikol	Antibiotika			<50	0/15
Kloxacillin	Antibiotika	110	60	160	5/15
Klozapin	Neuroleptika	30	24	40	3/3
Kodein	Analgetika	77	70	84	3/3*

Substans	Typ av läkemedel	Medel	Min	Max	Frekvens
Levonorgestrel	Könshormon			<20	0/3
Loratadin	Antihistamin			<10	0/3
Losartan	Blodtryckssänkande	150	120	170	3/3
Metformin	Diabetesmedel		110	2 000	2/6
Metoprolol	Betablockerare	1 300	260	8 500	31/31
Metronidazol	Antibiotika	56	15	110	17/17
Mometason	Antiastmatika			<20	0/3
Naproxen	Antiinflammatoriskt	1 500	67	15 000	80/84
Noretisteron	Könshormon	5,6	1	17	15/83
Norfloxacin	Antibiotika	18	5	89	14/17
Ofloxacin	Antibiotika	5	1	16	12/17
Omeprazol	Magsårsmedicin	0,9	0,4	1,3	2/3
Oxazepam	Lugnande	620	300	1 300	15/16
Oximetazolin	Mot nästäppa	2,9	2,8	2,9	2/3
Oxitetracyklin	Antibiotika	70	15	260	9/84
Paracetamol	Analgetika	110	37	190	10/16
Paroxetin	Antidepressivt	32	2	62	5/10
Primidon	Antiepileptika	120	100	130	2/3
Progesteron	Könshormon	22	1	110	40/68
Propranolol	Betablockerare	140	82	270	10/18
Ramipril	ACE-hämmare	6,6	6	7,5	3/3
Ranitidin	Magsårsmedicin	440	73	2 300	14/16
Risperidon	Neuroleptika			<2	0/3
Roxitromycin	Antibiotika			40	1/15
Salbutamol	Bronkvidgande	13	7	19	11/16
Sertralin	Antidepressivt	39	5	120	12/15
Simvastatin	Serumlipidsänkande			<100	0/30
Sulfametoxazol	Antibiotika	120	10	220	27/32
Terbutalin	Bronkvidgande	17	4	60	12/16
Tetracyklin	Antibiotika	110	3	490	26/84
Trimetoprim	Antibiotika	210	17	470	29/32
Warfarin	Antikoagulantia	8	4	10	12/16*
Xylometazolin	Mot nästäppa	4,7	3,1	5,9	3/3
Zolpidem	Sömnmedel	3,2	2,9	3,5	3/3
Zopiklon	Sömnmedel	52	18	110	3/3
Östradiol	Könshormon	20	10	30	5/95
Östriol	Könshormon	34	6	140	14/83

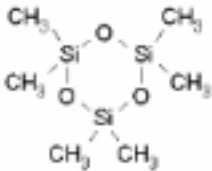



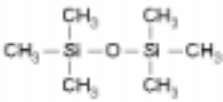
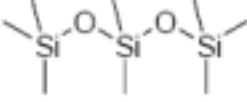
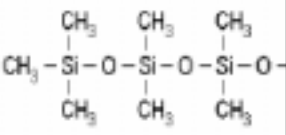
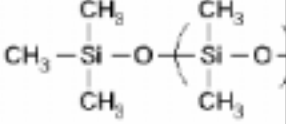
* anger att ett enstaka värde mer än fem gånger högre än de andra har strukits.

Bilaga 9. Läkemedelsrester i avloppsreningsverkens slam

Hur stor andel överförs till slammet?								
Ämnen som analyserats i reningsverksslam enligt (SLL 2007)								
			Minskning			I ARV slam		I slam,
			i vattenfas	Halt i		med 0,2 kg	I slam,	andel av
	In till ARV	Ut från ARV	ARV	ARV slam		slam bildat	andel av in-	minsk-
Substans	µg/m ³	µg/m ³	µg/m ³	µg/kg TS	Antal	per m ³	kommande	ningen
						µg/m ³	%	%
Atenolol	3 500	3 200	300	43	5/9	8,6	0,2	3
Citalopram	200	250	-50	360	9/9	72	36,0	
Dextropropoxifen	30	65	-35	26	5/9	5,2	17,3	
Diazepam	5	5	0	<10	0/9	<2	<40	
Diklofenak	320	240	80	37	52/66	7,4	2,3	9
Doxycyclin	1 200	240	960	710	30/67	142	11,8	15
Enalapril	110	40	70	42	2/9	8,4	7,6	12
Etinylöstradiol	20	3	17	160	5/66	32	160,0	189
Fluoxetin	18	23	-5	91	9/9	18,2	101,1	
Furosemid	2 300	2 000	300	110	9/9	22	1,0	7
Hydroklortiazid	1 100	1 300	-200	46	1/9	9,2	0,8	
Ibuprofen	6 600	1 200	5 400	85	57/66	17	0,3	0
Ifosfamid	16	9	7	< 10	0/9	<2	<12	<29
Ketoprofen	2 000	890	1 110	74	44/66	14,8	0,7	1
Metoprolol	1 000	1 300	-300	51	8/8	10,2	1,0	
Naproxen	5 300	1 500	3 800	51	52/64	10,2	0,2	0
Oxazepam	540	620	-80	97	9/9	19,4	3,6	
Paracetamol	100 000	110	99 890	<50	0/8	<10	0,0	0
Ranitidin	800	440	360	48	2/9	9,6	1,2	3
Salbutamol	21	13	8	<10	0/9	<2	<9	<25
Sertralin	52	39	13	330	9/9	66	126,9	508
Terbutalin	22	17	5	18	2/9	3,6	16,4	72
Tetracyklin	510	110	400	1 200	43/65	240	47,1	60
Warfarin	7	8	-1	<10	0/9	<2	<28	

Bilaga 10. Siloxaner

Deras kemiska strukturer, CAS-nummer och förkortningar (Tema Nord 2005).

Abbreviation	Name	CAS #	Structure
D3	Hexamethylcyclotrisiloxane	541-05-9	
D4	Octamethylcyclotetrasiloxane	556-87-2	
D5	Decamethylcyclopentasiloxane	541-02-8	
D6	Dodecamethylcyclohexasiloxane	540-97-6	
MM (or HMDS)	Hexamethyldisiloxane	107-46-0	
MDM	Octamethyltrisiloxane	107-51-7	
MD2M	Decamethyltetrasiloxane	141-82-8	
MD3M	Dodecamethylpentasiloxane	141-63-9	

Bilaga 11. Avloppsreningsverk med beräknad reduktion av läkemedelsrester

Förekommande processer redovisas översiktligt. Ingen markering av förfällning görs i det fall tvåpunktsfällning redovisas.

	Fysiska personer	Filter, sil, galler etc	Försedimentering	Aktivt slam	Biobädd	Annan biologisk rening	Förfällning	Simultanfällning	Efterfällning	Tvåpunktsfällning	Kväverening	Kväverening planeras å	Våtmark, kända för oss
Aggeryd ARV	30 000	X	X	X			X						
Bankeryd ARV	4 586												
Bromma ARV	287 900	X	X	X						X	X		
Enköping ARV	24 000	X	X	X			X						
Eskilstuna; Ekeby ARV	85 300	X	X	X			X		X	X	X		X
Getteröverket ARV	32 500										X		
Gislaveds ARV	35 000	X	X		X		X		X				X
Gnosjö ARV	4 600												
Gällivare, Kavaheden ARV	18 000												
Gävle ARV	79 000												
Hallstahammar, Mölntorp ARV	17 829	X	X	X			X						
Henriksdal ARV	689 400	X	X	X						X	X		
Hillerstorp ARV	2 000												
Hultsfred ARV	10 550	X		X					X				
Huskvarna ARV	37 000	X	X	X				X			X		
Karlshamn, Sternö ARV	26 000	X	X	X							X		
Karlshult ARV	35 000	X	X	X			X				X		
Karlskrona, Koholmens ARV	40 013	X				X			X		X		
Karlskrona, Ramdala ARV	2 818												
Karlstad ARV	83 954	X	X	X			X		X		X		
Katrineholm, Rosenholm ARV	39 000	X	X		X				X				
Käppala ARV	520 000	X	X	X						X	X		
Landsbro ARV													
Lindesberg ARV	14 500	X		X					X				
Linköping ARV	168 000	X	X	X			X		X		X		
Luleå, Uddebo ARV	60 000												
Lund Källby ARV	78 800	X	X	X					X		X		
Mariefred ARV													
Norberg, Persbo ARV	5 800												
Piteå, Sandholmen ARV	30 500												
Ronneby, Rustorp ARV	21 000	X		X					X		X		
Simsholmen ARV	57 360	X	X	X				X			X		
Sjölunda ARV	390 000	X	X	X	X	X	X		X	X	X		
Skebäck ARV	159 080	X	X	X			X						
Skövde, Stadskvarns ARV	57 000	X	X	X			X				X		
Slottshagen ARV	150 193	X	X	X			X				X		
Strängnäs ARV	22 000	X	X		X					X	X		
Sölvesborgs ARV	19 500	X		X				X			X		
Trosa ARV	4 000												
Uppsala ARV	179 200	X	X	X			X				X		
Vetlanda ARV	19 300	X	X	X	X				X		X		
Virserum ARV	2 000												
Värnamo ARV	25 000	X		X					X			2008	

Referenslista

- Adolfsson-Erici, M., Pettersson, M., Wahlberg, C. och Asplund, L., 2005. Östrogenerna ämnen i avloppsvatten, slam och lagrad urin. VA-Forskrapport 2005-03.
- AEA, 2004. The Environmental and Economic Costs and Social Consequences of reducing levels of dangerous substances discharged from Waste Water Treatment Works in the Yorkshire Water Region. Rapport.
- Ahel, M., Giger, W. och Koch, M., 1994. Behaviour of alkylphenol polyethoxylate surfactants in the aquatic environment – I. Occurrence and transformation in sewage treatment. Wat. Res. Vol 28. 1131–1142.
- Allmyr, M., Adolfsson-Erici, M., McLachlan, M. och Sandborgh-Englund, G., 2006. Triclosan in plasma and milk from Swedish nursing mothers and their exposure via personal care products. Sci. Tot. Env. Vol 372. 87–93.
- Alonso, M.C. och Barcelo, D., 1999. Tracing polar benzene- and naphthalenesulfonates in untreated industrial effluents and water treatment works by ion-pair chromatography-fluorescence and electrospray-mass spectrometry., Anal. Chim. Acta, 40, 211–231.
- Alonso, M.C., Tirapu, L., Ginebreda, A. och Barcelo, D., 2005. Monitoring and toxicity of sulfonated derivatives of benzene and naphthalene in municipal sewage treatment plants., Environmental Pollution, 2005, 137, 253–262.
- Andersson, J., Woldegiorgis, A., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Svenson, A., Brorström-Lundén, E., Dye, Ch. och Schlabach, M., 2006. Results from the Swedish National Screening Programme 2005. Subreport 1: Antibiotics, Antiinflammatory substances and Hormones”, IVL Report B1689.
- Andreozzi, R., Canterino, M., Marotta, R. och Paxeus, N., 2005. Antibiotic removal from wastewaters: The Ozonation of amoxicillin.”, Journal of hazardous Materials 122, 2005, 243–250.
- Apoteket AB, 2005. Läkemedel och Miljö. Bok med ISBN 91-85574-54-6.
- Apoteket, 2006. www2.apoteket.se/NR/rdonlyres/EB8CF7D8-398D-4273-A6BA-1F0F077B64CB/0/Djur2006.pdf
- Aquateam, 2005. Status for legemidler i avlopsslam, Rapport nr 05-049.
- Augustinsson, H., 2007. Slamrevision 2006. Stockholm Vatten AB.

Balmér, P. och Mattsson, B., 1993. Kostnader för drift av avloppsreningsverk, VA-Forskrappport 1993-15, ISSN 1102-5638.

Baran, S. och Oleszczuk, P., 2003. The Concentration of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Sewage Sludge in Relation to the Amount and Origin of Purified Sewage., Polish Journ. Envir. Studies, 12, 5 (2003), 523–529.

Batt, A.L., Kim, S. och Aga, D.S., 2007. Comparison of the occurrence of antibiotics in four full-scale wastewater treatment plants with varying designs and operations. Chemosphere 68 (2007) 428–435.

Bayoumi, F. M. och Ghanem, W. A., 2005. Corrosion inhibition of mild steel using naphthalene disulfonic acid, Materials letters, 2005, 59, 29/30, 3806–3809.

Bergström, R., Bjurhem, J.E., Ek, M., Björlenius, B. och Hellström, D., 2002. Koncentrering av närsalter från urin och rejektvatten från rötning av avloppsslam. IVL uppdragsrapport A22130 till Stockholm Vatten AB.

Bester, K., 2003. Triclosan in a sewage treatment process-balances and monitoring data. Water Research. Vol 37. sid.3891–3896.

Betowski, L.D., Kendall, D.S., Pace, C.M. och Donnelly, J.R., 1996. Characterization of groundwater samples from superfund sites by gas chromatography/mass spectrometry and liquid chromatography/mass spectrometry. Environ. Sci. Technol., 1996, 30, 3558–3564.

Bones, J., Kevin V.Th. och Brett, P., 2006. Improved method for the determination of zinc pyriithione in environmental water samples incorporating on-line extraction and preconcentration coupled with liquid chromatography atmospheric pressure chemical ionisation mass spectrometry, J. Chromatography A, 1132, (2006), 157–164.

Borg, H., 2006. Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, personlig kommunikation.

Bowers, F., 2002. Characterizing Beauty Salon Wastewater for the Purpose of Regulating Onsite Disposal Systems. New Jersey Department of Environmental Protection Division of Water Quality, August 14, 2002
(www.state.nj.us/dep/dwq/pdf/salonreport.pdf).

Brooks, B.W., Chambliss, C.K., Stanley, J.K., Ramirez, A., Banks, K.E., Johnson, R.D. och Lewis, R.J., 2005. Determination of select antidepressants in fish from an effluent-dominated stream. Environ. Toxicol. Chem. 24, 464–469.

- Brooks, B.W., Foran, C.M., Richards, S.M., Weston, J., Turner, P.K., Stanley, J.K., Solomon, K.R., Slattery, M. och La Point, T.W., 2003. Aquatic ecotoxicology of fluoxetine. *Toxicology Letters* 142, 169–183.
- Brouwer, E.R., Slobodnik, K.J., Lingeman, H. och Brinkman, U.A.T., 1992. Determination by reversed-phase ion-pair chromatography of aromatic sulphonic acids in surface water. *Analysis*, 1992, 20, 121–126.
- Brown, J.N., Paxéus N., Förlin, L. och Larsson, D.G.J., 2007. Variations in bioconcentration of human pharmaceuticals from sewage effluents into fish blood plasma. *Environ. Tox. Pharmacol.* 24, 267–274.
- BUA, 1997. Beratergremium für umweltrelevante Altstoffe, 168 (1997), 233.
- Buser, H-R., Müller, M.D., Balmer, M., Poiger T. och Buerge, A.J., 2005. Stereoisomer Composition of the chiral UV filter 4-methylbenzylidene camphor in environmental samples. *Environ. Sci. Technol.*, 2005, 39, 3013–3019.
- Bügel Mogensen, B., Pritzl, G., Rastogi, S., Glesne, O., Hedlund, B., Hirvi, J-P., Lundgren, A. och Sigurdsson A., 2004. Musk Compounds in the Nordic Environment, TemaNord 2004:503, Nordic Council of Ministers, Copenhagen 2004.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J.M., Llompart, M., García, C., Rodríguez, I., Gómez, M. och Ternes, T., 2005. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in a sewage treatment plant of northwest Spain. *Water Science and Technology* 52 (2005) 29–35.
- Carlsson, G. and Norrgren, L., 2004. Synthetic musk toxicity to early life stages of Zebrafish (*Danio rerio*). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 1, (2004), 102–105.
- Carucci, A., Cappai, G. och Piredda, M., 2006. Biodegradability and toxicity of pharmaceuticals in biological wastewater treatment plants. *Journal of Environmental Science and Health - Part A* 41 (2006) 1831–1842.
- Castensson, S., 2007. Apoteket. Personlig kommunikation.
- Castillo, M. och Barcello, D., 1999. Identification of polar toxicants in industrial wastewaters using toxicity-based fractionation with liquid chromatography/mass spectrometry, *Anal. Chem.*, 1999, 71, 17, 3769–3776.
- Cerne, O. och Ek M., 2006. Litteraturstudie om behandling av läkemedelsrester i vatten, IVL Rapport U1863.

Clara, M., Kreuzinger, N., Strenn, B., Gans, O. och Kroiss, H., 2005. The solid retention time – a suitable design parameter to evaluate the capacity of wastewater treatment plants to remove micropollutants”. *Water Research* 39 (2005) 97–106.

Clara, M., Strenn, B., Gans, O., Martinez, E., Kreuzinger, N. och Kroiss, H., 2005. Removal of selected pharmaceuticals, fragrances and endocrine disrupting compounds in membrane bioreactor and conventional wastewater treatment plants. *Water Research* 39 (2005) 4797–4807.

Conn, K. E., Barber, L.B., Brown, G.K. och Siegrist, R.L., 2006. Occurrence and Fate of Organic Contaminants during Onsite Wastewater Treatment, *Envir. Sci. & Technol.*, 40, Supporting Information.

Corsi, S.R., Geis, S.W., Loyo-Rosales, J.E. och Rice, C.P., 2006. Aquatic toxicity of nine aircraft deicer and anti-icer formulations and relative toxicity of additive package ingredients alkylphenol ethoxylates and 4,5-Methyl-1H-benzotriazoles. *Environ. Sci. Technol.*, (2006), 40, 23, 7409–7415.

Crane, M. EMEA Conference on Environmental Risk Assessment for Human and Veterinary Medicinal Products. European Medicines Agency, London on 27–28 October 2005.

Cuthbert, R., Green, R.E., Ranade, S., Saravanan, S., Pain, D.J., Prakash, V. och Cunningham, A.A., 2006. Rapid population declines of Egyptian vulture (*Neophron percnopterus*) and red-headed vulture (*Sarcigyps calvus*) in India. *Animal Conservation* 9, 349–354.

Cuthbert, R., Pain, D.J., Green, R.E., Swan, G. och Swarup, D., 2007. Comparative toxicity studies of NSAIDs in birds: A criticism of Reddy et al. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 23, 254–255.

De Lange, H.J., Noordoven, W., Murk, A.J., Lürling, M. och Peeters, E.T.H.M., 2006. Behavioural responses of *Gammarus pulex* (Crustacea, Amphipoda) to low concentrations of pharmaceuticals. *Aquat. Toxicol.* 78, 209–216.

De Wever H. och Verachtert H., 1997. Biodegradation and toxicity of benzothiazoles., *Wat. Res.*, (1997), 31, 11, 2673–2684.

Dlugolecka, M., 2007. Pharmaceutical Compounds; A New Challenge for Wastewater Treatment Plants. Licentiatavhandling, KTH, Stockholm, ISSN 1650-8629.

DeRuiter, J., 2000. Non-steroidal anti-inflammatory drugs (NSAIDs), *Principles of Drug Action*, 2 (2000) 1–22.

Desbrow, C., Routledge, E.J., Brighty, G.C., Sumpter, J.P. och Waldock, M., 1998. Identification of estrogenic chemicals in STW effluents. 1. Chemical fractionation and in vitro biological screening. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1549–58.

Dye, Ch., Schlabach, M., Green, J., Remberger, M., Kaj, L., Palm-Cousins, A. och Brorström-Lundén, E., 2007. Bronopol, Resorcinol, m-Cresol and Triclosan in the Nordic Environment, TemaNord, Rapport 2007:585.

Eichhorn P., 2001. Surfactants and Their Aerobic Degradation Products: Formation, Analysis, and Occurrence in the Aquatic Environment, Ph.Thesis, Chemie und Pharmazie der Johannes Gutenberg-Universität, Mainz, Tyskland.

Ek, M., 2006. Hur stor del av olika läkemedel används i slutenvården, d.v.s. främst vid de stora sjukhusen?. Rapport U1877 till Stockholms läns landsting.

EMA, 2006. Committee for Medicinal Products for Human Use (CHMP); Guideline on the Environmental Risk Assessment of Medicinal Products for Human Use. 1 June 2006, Ref EMA/CPMP/SWP/4447/00.

EPRI, 1996. Advanced oxidation processes for treatment of industrial wastewater. Techcommentary, An EPRI Community Environmental Center Publication, No. 1.

Eriksson, J., 2001. Halter av 61 spårelement i avloppsslam, stallgödsel, handelsgödsel, nederbörd samt i jord och gröda. Naturvårdsverket. Rapport 5148.

FDA, 1998. Guidance for Industry. Environmental Assessment of Human Drug and Biologics Applications. US Department of Health and Human Services, Food and Drug Administration, July 1998. CMC 6, Revision 1.
(<http://www.fda.gov/cder/guidance/1730fnl.pdf>).

Edwardsson, S., Burman, L., Adolfsson-Erici, M., Bäckman, N. 2005. Tandläkartidningen, Årg 97, nr 10, 58-64

Field, J.A., 2002. Limits of anaerobic biodegradation, *Water Sci. and Technol.*, 45, 10, 9–18.

Flippin, J.L., Huggett, D. och Foran, C.M., 2007. Changes in the timing of reproduction following chronic exposure to ibuprofen in Japanese medaka, *Oryzias latipes*. *Aquat. Toxicol.* 81, 73–38.

Furusjö, E. och Rahmberg, M., 2007. Two eco-toxicity QSARs for chronic no-effect concentrations. Submitted to SAR and QSAR in Environmental Research 2007-01-08.

Furusjö, E., Rahmberg, M., Svenson, A. och Andersson, M., 2007. The importance of outlier detection and training set selection for reliable environmental QSAR predictions. *Chemosphere* 63 (2007), 99–108.

Gebhardt, W., de Sena, R.F., Tambosi, J.L. och Schröder, H. Fr., 2007. The elimination of PFOS, PFOA and related compounds during biological wastewater treatment combined with advanced oxidation processes - follow-up and whereabouts. *Micropol&Eco*hazard 2007. 5th IWA Specialised Conference on Assessment and Control of Micropollutants/Hazardous Substances in Water. 17–20 juni 2007. Frankfurt/Main, Germany. Book of Abstracts.

Giger, W., 2006. Benzotriazoles anti-corrosives in municipal wastewaters and in the aquatic environment, EAWAG presentation, NORMAN Workshop, Stresa, June 19, 2006.

Greim, H., Ahlers, J., Bias, R., Hollander, H. och Gelbke, H.P., 1994. Toxicity and ecotoxicity of sulfonic acids: structure-activity relationship., *Chemosphere*, 1994, 28, 2203–2236.

Gruden, C.L. och Hernandez, M., 2002. Anaerobic digestion of aircraft deicing fluid wastes: interactions and toxicity of corrosion inhibitors and surfactants. *Water Environ Res.* (2002) 74, 2, 149–58.

Gunnarsson, L., Kristiansson, E., Förlin, L., Nerman, O. och Larsson, D.G.J., 2007. Sensitive and robust gene expression changes in fish exposed to estrogen – a microarray approach. *BMC Genomics*. 8:149.

Göbel, A., McArde, C.S., Joss, A., Siegrist, H. och Giger, W., 2007. Fate of sulfonamides, macrolides, and trimethoprim in different wastewater treatment technologies. *Science of the Total Environment* 372 (2007) 361–371.

Haglund, P. och Olofsson, U. Miljöövervakning av slam. Redovisning av resultat från 2004, 2005 och 2006 års provtagningar. Umeå universitet. Nedladdat 2007-10-31 från:

http://www.naturvardsverket.se/upload/02_tillstandet_i_miljon/Miljoovervakning/rapporter/miljogift/naturvardsverket_219%2004143_slamresultat_2004_2006.pdf

Hammarling, M., 2007. Personlig kommunikation.

Hansch, C., 1969. A Quantitative Approach to Biochemical Structure-Activity Relationships. *Acct. Chem.Res.* 2: 232–239.

Harris, C., Routledge, E., Schaffner, Ch., Brian, J., Giger, W. och Sumpter, J., 2007. Benzotriazole is antiestrogenic in vitro but not in vivo. *Envir. Toxicology and Chemistry*, 2007 (in press).

- Heidler, J., Sapkota, A. och Halden, R.U., 2006. Partitioning, Persistence, and Accumulation in Digested Sludge of the Topical Antiseptic Triclocarban during Wastewater Treatment. *Environ. Sci. Technol.*, 40 (11), 3634–3639.
- Heidler, J. och Halden R.U., 2007. Mass balance assessment of triclosan removal during conventional sewage treatment. *Chemosphere*. Vol 66. sid.362–369.
- Helmfrid, I., 2006. Läkemedel i miljön. Läkemedelsflöden i Östergötlands och Jönköpings län samt stora sjöarna Vättern, Vänern och Mälaren. Landstinget i Östergötland. Rapport 2006:1. ISSN 1652-1625.
- Hem, L.J, Hartnik, Th., Roseth, R. och Breerdveld, Gj.D., 2003. Photochemical degradation of benzotriazole, *Journal of environmental science and health. Part A*, (2003), 38, 3, 471–481.
- Hoeger, B., Kollner, B., Dietrich, D.R. och Hitzfeld, B., 2005. Water-borne diclofenac affects kidney and gill integrity and selected immune parameters in brown trout (*Salmo trutta f. fario*). *Aquat. Toxicol.* 75, 53–64.
- HSDB 2004. Hazard Substance Data Bank. US National Library of Medicine <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB> (2004-02-10 till 2005-04-01).
- Hubber, M., Göbel, A., Joss, A., Hermann, N., Löffler, D. Mcardell, C.S., Ried, A., Siegrist, H., Ternes, T.A. och Gunten, U., 2005. Oxidation of pharmaceuticals during Ozonation of Municipal Wastewater Effluents: a pilot study. *Environ. Sci. Technol.* 2005. 39, 4290–4299.
- Huggett, D. B., Brooks, B. W., Peterson, B., Foran, C. M. och Schlenk, D., 2002. Toxicity of selected beta adrenergic receptor-blocking pharmaceuticals (b-blockers) on aquatic organisms. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 43, 229–235.
- Håll Sverige rent, 2007. Nedladdat 2007-10-25 från <http://www.giftfrimiljo.nu/sa/node.asp?node=806>
- ICON Consultants Ltd., UK, 2001. Pollutants in urban waste water and sewage sludge, Final Report, European Commission DG-Environment.
- Janusinfo, 2007. http://www.janusinfo.org/imcms/servlet/GetDoc?meta_id=6888
- Jensen J., Løkke, H., Homstrup, M., Krogh, P.H. och Elsgaard, L. 2001. Effects and risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in agricultural soil. 5. Probabilistic risk assessment of linear alkylbenzene sulfonates in sludge-amended soils. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 20, No. 8, 1690–1697.

Jobling, S. Casey, D. Rodgers-Gray T. Oehlmann, J., Schulte- Ehlmann, U., Pawlowski, S. Baunbeck, T. Turner, A.P. och Tyler, C.R., 2003. Comparative responses of molluscs and fish to environmental estrogens and an estrogenic effluent. *Aquat. Toxicol.* 65, 205–220.

Jobling, S., Beresford, N., Nolan, M. Rodgers-Gray, T., Brighty, G.C., Sumpter, J.P. och Tyler, C.R., 2002a. Altered sexual maturation and gamete production in wild roach (*Rutilus rutilus*) living in rivers that receive treated sewage effluents. *Biol. Reprod.* 66, 272–281.

Jobling, S., Coey, S., Whitmore, J.G., Kime, D.E., Van Look, K.J.W., McAllister, B.G., Beresford, N., Henshaw, A.C., Brighty, G., Tyler, C.R. och Sumpter, J.P., 2002b. Wild intersex roach (*Rutilus rutilus*) have reduced fertility. *Biol. Reprod.* 67, 515–524.

Jobling, S., Williams, R., Johnson, A., Taylor, A., Gross-Sorokin, M., Nolan, M., Tyler, C.R., Van Aerle, R., Santos, E. och Brighty, G., 2006. Predicted exposures to steroid estrogens in U.K. rivers correlate with widespread sexual disruption in wild fish populations. *Environ. Health Perspect. Suppl.* 1. 114, 32–39.

Johansson, K., 2002. Hårvårdsprodukter – Vad innehåller de och hur påverkas miljön. Examensarbete. Miljöteknik. 80 p. Rapport R nr 21. Stockholm Vatten.

Joss, A., Zabczynski, S., Göbel, A., Hoffman, B., Löffler, D., McArde, C., Ternes, T., Thomsen, A. och Siegrist, H., 2006. Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme”. *Water Research* 40 (2006) 1686–1696.

Jönsson, H., 2004. Läkemedelsrester i urin – hur stora är riskerna?”. *VVS Teknik & Installation*, april 2004, sid. 78.

Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C., Stenström, T.A., Dalhammar, G. och Kirchman, H., 2000. Källsorterad humanurin i kretslopp. VA-FORSK-rapport 2000:1.

Kaj, L. och Dusan, B., 2004. Screening av organiska miljögifter i fisk – HCBB och klorbensener, IVL Rapport B1557.

Kaj, L., Remberger, M., Andersson, J., Ekheden, Y., Palm Cousins, A. och Brorström-Lundén, E., 2005. Results from the Swedish National Screening programme 2004: Subreport 4: Siloxanes. IVL B1643.

KemI. Databaser, Kemikaliestatistik, Etylendiamintetraättiksyra inkl. natriumsalter.

KemI, Databaser, Kemikaliestatistik, 2-Brom-2-nitropropan-1,3-diol
(<http://apps.kemi.se/flodessok/floden/flodenbild/floden.cfm?id=816> och
<http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/nitropropan.htm>)

KemI, Databaser, Kemikaliestatistik, 4-Hydroxibenzoater(Parabener),
(<http://apps.kemi.se/flodessok/floden/flodenbild/floden.cfm?id=671>)

Kemikalieinspektionen, 2005. Konstnärsfärger 2004 – Ett inspektionsprojekt. PM
6/05.

Kemikalieinspektionen, 2007. Nanoteknik – stora risker med små partiklar? Rap-
port 6/07

Kemikalieinspektionen, 2007a. Giftfri miljö – bedömningar, förslag och åtgärder.
Sammanställning av underlag till den andra fördjupade utvärderingen. Nedladdat
2007-10-26 från:
[http://www.kemi.se/upload/Giftfri%20milj%C3%B6/Docs/Sammanfattning_FU2_](http://www.kemi.se/upload/Giftfri%20milj%C3%B6/Docs/Sammanfattning_FU2_giftfri_miljo.pdf)
[giftfri_miljo.pdf](http://www.kemi.se/upload/Giftfri%20milj%C3%B6/Docs/Sammanfattning_FU2_giftfri_miljo.pdf)

Kemikalieinspektionen, 2007b. Nedladdat 2007-10-26 från:
<http://www.kemi.se/templates/Page.aspx?id=3285>

Kemikalieinspektionen. 2007 c.
<http://apps.kemi.se/flodessok/floden/flodenbild/floden.cfm?id=810>

Kemikalieinspektionen. 2007 d.
<http://www.kemi.se/templates/PRIOPage.aspx?id=4103>

Kemikalieinspektionen. 2007 e.
<http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/dibutyltennd.htm>

Kemikalieinspektionen. 2007 f. Underlag till den andra fördjupade utvärderingen
av miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö.

KemI Report 12/95, 1995. Hazard Assessments –Chemical Substances in the
Swedish Sunset Project, Supplement to KemI report 13/94.

Kemi & Miljö AB, 2006. Litteraturstudie kring läkemedelsrester i vattenmiljön,
Stockholm Vatten Rapport.

Kidd, K.A., Blanchfield, P.J., Mills, K.H., Palace, V.P., Evans, R.E., Lazorchak,
J.M. och Flick R.W., 2007. Collapse of a fish population after exposure to a syn-
thetic estrogen. PNAS.104, 8897–8901.

Kim, S.D., Cho, J., Kim, I.S., Vanderford, B.J. och Snyder, S.A., 2007. Occurrence and removal of pharmaceuticals and endocrine disruptors in South Korean surface, drinking, and waste waters. *Water Research* 41 (2007) 1013–1021.

Kimura, K., Hara, H. och Watanabe, Y., 2007. Elimination of selected acidic pharmaceuticals from municipal wastewater by an activated sludge system and membrane bioreactors. *Environmental science & technology* 41 (2007) 3708–3714.

Kozak, R.G., D’Haese, I. och Verstrate, W., 2001. Pharmaceuticals in the environment: Focus on 17 α -ethinyl estradiol. In Kummerer K (ed) Springer-Verlag, Berlin.

KTF. Kemisk-tekniska leveranstörsförbundet, 2007.
http://www.ktf.se/Broschyrer/Tvattmedel_info_050818.pdf

Kümmerer, K., 2001. Drugs in the environment: emission of drugs, diagnostic aids and disinfectants into wastewater from hospitals in relation to other sources – a review. *Chemosphere* 45 (2001) 957–969.

Lagerkvist, R., 2004. Golvscurvatten från industrier och verkstäder. Undersökning av föroreningsinnehåll. Stockholm Vatten Rapport R nr 36–2004.

Landstinget i Uppsala län (2006). Kartläggning av läkemedelsrester i avlopps- och dricksvatten. Provtagning vid Akademiska sjukhuset, Uppsala och Lasarettet i Enköping hösten 2005.

Landstinget i Östergötland (2006). Läkemedel i miljön. Rapport 2006:1.

Larsson, D.G.J., Adolfsson-Erici M., Parkkonen J., Pettersson, M., Berg H., Olsson P.-E. och Förlin L., 1999. Ethinyloestradiol - an undesired fish contraceptive? *Aquat. Toxicol.* 45, 91–97.

Larsson, D.G.J., De Pedro, C. och Paxéus, N., 2007. Effluent from drug manufactures contains extremely high levels of pharmaceuticals. *J. Haz. Mat.* 148, 751–755.

Larsen C., Libak Hansen C., Hagen Mikkelsen S., Maag J. (2005). Siloxanes - Consumption, Toxicity and Alternatives. Environmental Project no. 1031. Danish Ministry of the Environment

Lindberg, R., Jarnheimer, P.-Å., Olsen, B., Johansson, M. och Tysklind, M., 2004. Determination of antibiotic substances in hospital sewage water using solid phase extraction and liquid chromatography/mass spectroscopy and group analogue internal standards. *Chemosphere* 57 (2004) 1479–1488.

Lindberg, R., Wennberg, P., Johansson, M., Tysklind, M. and Andersson, B., 2005. Screening of Human Antibiotic Substances and Determination of Weekly Mass Flows in Five Sewage Treatment Plants in Sweden. *Environ. Sci. Technol.* 39:10 (2005) 3421–3429.

Lishman, L., Smyth, S.A., Sarafin, K., Kleywegt, S., Toito, J., Peart, T., Lee, B., Servos, M., Beland, M. och Seto, P., 2006. Occurrence and reductions of pharmaceuticals and personal care products and estrogens by municipal wastewater treatment plants in Ontario, Canada. *Science of the Total Environment* 367 (2006) 544–558.

Loos, R., Hanke, G. och Eisenreich, S.J., 2003. Multi-component analysis of polar water pollutants using sequential solid-phase extraction followed by LC-ESI-MS, *J. Environ. Monit.*, 2003, 5, 384–394.

Läkemedelsverket, 2004. Miljöpåverkan från läkemedel samt kosmetiska och hygieniska produkter. Rapport.

Läkemedelsverket, 2007. Underlag för fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet. Sektorsrapport från Läkemedelsverket.

Länstyrelsen AB län:

www.ab.lst.se/upload/dokument/miljo_och_halsa/miljoinformation/Sjoar%20och%20vattendrag/Miljogifter_i_slam.pdf

Länsstyrelsen Västra Götaland, Göteborgs Hamn och Göta älvs vattenvårdsförbund, 2003. Miljögifter i och kring Göta älv – sammanställning av undersökningar av vatten, sediment, biota och utsläpp. Rapport 2003:57.

Madsen, T., Buchardt Boyd, H., Nylén, D., Rathmann Pedersen A., Gitte, I. Petersen, G.I. och Simonsen, F., 2001. Environmental and Health Assessment of Substances in Household Detergents and Cosmetic Detergent Products. Environmental Project No. 615, Miljøstyrelse, Danmark.

Mahmoud YA., 2007. In vitro and in vivo antifungal activity of cetrimide (cetyltrimethyl ammonium bromide) against fungal keratitis caused by *Fusarium solani*, *Mycoses*. (2007) 50, 1, 64–70.

Marc, J.-F., Suter, M. J-F., Riediker, S. och Giger, W., 1999. Selective Determination of Aromatic Sulfonates in Landfill Leachates and Groundwater Using Microbore Liquid Chromatography Coupled with Mass Spectrometry, *Anal. Chem.*, 1999, 71, 897–904.

Markey, S.P., 2006. Laboratory of Neurotoxicology. NIMH, NIH. Nov. 16, 2006. Evolution of Drug Metabolism As a Science Post WWII Pioneers.

http://www.cc.nih.gov/researchers/training/principles/ppt/drug_metabolism_2006-2007.ppt#4

Marklund, A., 2005. Levels and sources of organophosphorus flame retardants and plasticizers in indoor and outdoor environments. Doktorsavhandling, Umeå universitet.

Marklund, A., Andersson, B. och Haglund, P., 2005. Organophosphorus flame retardants and plasticizers in Swedish sewage treatment plants. *Environmental Science & Technology*, 39(2005), 19, 7423–7429.

Mattson, B., Näsman, I. och Ström, J., 2007. Swedens Voluntary Environmental Drug Classification System. *Regulatory Affairs Journal Pharma*. Mars 2007.

McAvoy, D.C., Dyer, S.D., Fendinger, N.J., Eckhoff, W.S., Lawrence, D.L. och Begley, W.M., 1998. Removal of alcohol ethoxylates, alkyl ethoxylate sulfates and linear alkylbenzenesulfonates in wastewater treatment. *Environ. Toxicology and Chemistry*, 1998, 1705–1711.

Metcalfe, C. D., Metcalfe, T.L., Kiparissias, Y., Koenig, B.G., Khan, C., Hughes, R.J., Croley, T.L., March, R.E. och Potter, T., 2001. Estrogenic potency of chemicals detected in sewage treatment plant effluents as determined by in vivo assays with Japanese medaka (*Oryzias latipes*). *Environ. Toxicol. Chem.* 20 (2001) 297–308.

Meylan, W.M. och Howard, P.H., 1994b. Validation of Water Solubility Estimation Methods Using Log Kow for Application in PCGEMS & EPI (Sept 1994, Final Report). Prepared for Robert S. Boethling, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics, Washington, DC; prepared by Syracuse Research Corporation, Environmental Science Center, Syracuse, NY 13210.

Meylan, W.M. och Howard, P.H., 1995. Atom/Fragment contribution method for estimating octanol-water partition coefficients. *J. Pharm. Sci.* 84: 83–92.

Meylan, W.M. och Howard, P.H., 1996. Improved method for estimating water solubility from octanol/water partition coefficient. *Environ. Toxicol. Chem.* 15: 100–106.

Meylan, W.M. och Howard, P.H., 1994a. Upgrade of PCGEMS Water Solubility Estimation Method (May 1994 Draft), prepared for Robert S. Boethling, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pollution Prevention and Toxics, Washington, DC; prepared by Syracuse Research Corporation, Environmental Science Center, Syracuse, NY 13210.

Miljörapport, 2006. Stockholm Vatten.

Miljøstyrelsen, Danmark, 2000. Ecotoxicological assessment of antifouling biocides and non-biocidal antifouling paints, Environmental Project no. 531.

Miljøstyrelsen; Danmark, 2004. List of Undesirable Substances 2004, Environmental Review 15: 2004.

Mimeault, C., Woodhouse, A.J., Miao, X.-S., Metcalfe, C.D., Moon, T.W. och Trudeau, V.L., 2005. The human lipid regulator, gemfibrozil bioconcentrates and reduces testosterone in the goldfish, *Carassius auratus*. *Aquat. Toxicol* 73, 44–54.

MistraPharma 2007, www.mistrapharma.se

Möhle, E. och Metzger, J.W., 2001. Drugs in municipal sewage effluents: Screening and biodegradation studies. In: Daughton, GG, Jone-Lepp, T (eds), *Scientific and regulatory issues*, ACS.

Nakada, N., Tanishima, T., Shinohara, H., Kiri, K. och Takada, H., 2006. Pharmaceutical chemicals and endocrine disrupters in municipal wastewater in Tokyo and their removal during activated sludge treatment. *Water Research* 40 (2006) 3297–303.

Naturskyddsföreningen, 2007. Handdukar med ett smutsigt förflutet. Rapport.

Naturvårdsverket, 2005. Höga halter av miljöfarliga ämnen i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 1996–2003. Rapport 5449.

Naturvårdsverket, 2006. Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 2003–2004. Rapport 5524.

Naturvårdsverket, 2007. Vilka halter av miljöfarliga ämnen hittar vi i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 2005–2007. Rapport 5744.

Nentwig, G., 2007. Effects of pharmaceuticals on Aquatic invertebrates. Part II: The antidepressant drug fluoxetine. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 52, 163–170.

NILU 2007. Siloxanes in the Environment of the Inner Oslofjord, Rapport 986/2007.

Ning, B., Graham, N., Zhang, Y., Nakonechny, M. och El-Din, M.G., 2007. Degradation of endocrine disrupting chemicals by ozone/AOPs. *Ozone: Science and Engineering* 29 (2007) 153–176.

Nordiska biocidgruppen, 2005. Biocider i avlopp och slam – rapport av Nordiska biocidgruppen 2005.

Nowotny, N., Epp, B., von Sonntag, C. och Fahlenkamp, H., 2007. Quantification and modeling of the elimination behavior of ecologically problematic wastewater micropollutants by adsorption on powdered and granulated activated carbon. *Environmental Science and Technology* 41 (2007) 2050–2055.

Nygren, J. och Persson, K., 2003. LAS, DSDMAC & optiska vitmedel – en inventering av tvätt- och sköljmedel. Stockholm Vatten. Rapport. R nr 18–2003.

Oaks, J.L., Gilbert, M., Virani, M.Z., Watson, R.T., Meteyer, C.U., Rideout, B.A., Shivaprasad, H.L., Ahmed, S., Chaudhry, M.J.I., Arshad, M., Mahmood, S., Ali, A. och Khan, A.A., 2004. Diclofenac residues as the cause of vulture population decline in Pakistan. *Nature* 427: 630–3.

Palm Cousins, A., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Dusan, B., Brorström-Lundén, E., 2007. Results from the Swedish national Screening Programme 2006 Subreport 1: Phthalates. IVL rapport B1750.

Parrott, J.L. och Blunt, B.R., 2005. Life-cycle exposure of fathead minnows (*Pimephales promelas*) to an ethinylestradiol concentration below 1 ng/L reduces egg fertilization success and demasculinizes males. *Environ. Toxicol.* 20, 131–141.

Paxéus N., 1999. Organiska för(o)reningar i avloppsvatten från kommunala reningsverk, VA-Forsk Rapport 199:12.

Paxéus, N., 2004. Removal of Selected NSAIDs, Gemfibrozil, Karbamazepine, β -blockers, Trimethoprim and Triclosan in Conventional Wastewater Treatment Plants in Five EU Countries and Their Discharge to the Aquatic Environment. *Wat.Sci.Techn.* 50, 5, 253–260.

Pettersson, I. och Berg, C., 2007. Environmentally relevant concentrations of ethinylestradiol cause female-biased sex ratios in *Xenopus tropicalis* and *Rana temporaria*. *Environ. Toxicol. Chem.* 26, 1005–9.

Pham Thi Tham och Kennedy, K.J., 2005. Fate of tolyltriazoles and nonylphenol ethoxylates in upflow anaerobic sludge blanket reactors. *J. of Environmental Engineering*, (2005), 131, 6 892–900.

Pillard, D.A., Cornell, J.S., Dufresne, D.L. och Hernandez, M.T., 2001. Toxicity of benzotriazole and benzotriazole derivatives to three aquatic species, *Wat. Research*, (2001), 35, 2, 557–560.

Plagellat, C., Kupper, T., Furrer, R., Felipe de Alencastro, L., Grandjean, D. och Tarradellas, J., 2006. Concentrations and specific loads of UV filters in sewage sludge originating from a monitoring network in Switzerland. *Chemosphere*, 62, 6, (2006), 915–925.

Pomati, F., Netting, A.G., Calamari, D. och Neilan, B.A., 2004. Effects of erythromycin, tetracycline and ibuprofen on the growth of *Synechocystis* sp. and *Lemna minor*. *Aquat. Toxicol.* 67, 387–396.

Poseidon, 2004. Assessment of Technologies for the Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Sewage and Drinking Water Facilities to Improve the Indirect Potable Water Reuse” EU-projekt, Kontrakt No. EVK1-CT-2000-00047.

Produktregistret, Kemikalieinspektionen: <http://apps.kemi.se/kemistat/start.aspx>

Purdom, C. E., Hardiman, P. A., Bye, V. J., Eno, N. C., Tyler, C. R. och Sumpter, J. P., 1994. Estrogenic effects of effluents from sewage treatment works. *Chem. Ecol.* 8, 265–285.

Reddy, N.C.P., Anjaneyulu, Y., Sivasankari, B. och Rao, K.A., 2006. Comparative toxicity studies in birds using nimesulide and diclofenac sodium. *Environ. Toxicol. Pharmacol.* 22, 142–147.

Reemtsma, Th. och Weiss, S., 2005. Determination of benzotriazole corrosion inhibitors from aqueous environmental samples by liquid chromatography-electrospray ionization-tandem mass spectrometry. *Anal. Chem.*, (2005), 77, 22, 7415–7420.

Reemtsma, Th., Fiehn, O., Kalinowski, G. och Jekel, M., 1995. Microbial transformations and biological effects of fungicide-derived benzothiazoles determined in industrial wastewater, *Environ. Sci. Technol.* 1995, 29, 478–485

Reemtsma, Th., Weiss, S., Mueller, J., Petrovic, M., González, S., Ventura Fr. och Knepper, Th.P., 2006. Polar persistent pollutants entry into the water cycle by municipal wastewater: a European perspective, *Environ. Sci. Technol.*, 40, 17, 5451–5458.

Region Skåne (2005). Läkemedelsrester på Universitetssjukhuset MAS - från upphandling till avlopp.

Reiner, J.L. och Kannan, K., 2006. A survey of polycyclic musks in selected household commodities from the United States. *Chemosphere*, 62, 6, (2006), 867–873.

Reiner, J.L., Berset, J.D. och Kannan, K., 2007. Mass Flow of Polycyclic Musks in Two Wastewater Treatment Plants. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 52, 4, (2007), 451–457.

Remberger, M., Woldegiorgis, A., Kaj, L., Andersson, J., Palm-Cousins, A., Dusan, B., Ekheden, Y. och Brorström-Lundén, E., 2006. Results from the Swedish screening 2005. Subreport 2: Biocides, IVL rapport B1700.

ReVAQ: www.revaq.se

Riediker, S., Suter, M.J.F. och Giger, W., 2000. Benzene- and naphthalenesulfonates in leachates and plumes of landfills, *Wat. Res.* 2000, 34, 2069–2079.

Roembke, J., Knacker, Th. och Stahlschmidt-Allner, P., 1966. Studie über Umweltsprobleme im Zusammenhang mit Arzneimitteln., Vorhabens Nr. 106 04 121, Umweltbundesamt, Berlin.

Routledge, E.J., Sheahan, D., Desbrow, C., Brighty, G.C., Waldock, M. och Sumpster, J.P., 1998. Identification of estrogenic chemicals in STW effluents. In vivo responses in trout and roach. *Environ. Sci. Technol.* 32, 1559–1565

Ruff, J., Hitzler, T., Rein, U., Ritter, A. och Cook, A. M., 1999. Bioavailability of water-polluting sulfonoaromatic compounds, *Applied Microbiology and Biotechnology*, 1999, 52, 3, 446–450.

Sabaliunas D., Turley, P. och Fendinger, N., 2003. Environmental safety assessment of zinc pyrithione (ZPT) in down-the-drain cosmetic products, TUP/207, SETAC Europe.

Sacher, F., Lange, F.T., Brauch, H-J. och Blankenhorn, I., 2001. Pharmaceuticals in groundwaters. Analytical methods and results of a monitoring program in Baden-Württemberg, Germany. *J. Chromatogr. A* 938, 199-210.

Samsøe-Petersen, L., Winther-Nielsen, M. och Madsen, T., 2003. Fate and Effects of Triclosan. Environmental Project No. 861. Miljøprojekt. DHI Water & Environment.

Sanderson, H., Price, B.B., Dyer, S.D., DeCarvalho, A.J., Robaugh, D., Waited, S.W., Morrall, S.W., Nielsen, A.M., Cano, M.L. och Evans, K.A., 2006. Occurrence and hazard screening of alkyl sulfates and alkyl ethoxysulfates in river sediments, *Sci. Total Environ.*, (2006), 367, 1, 312–323.

Santillo, D. P., Johnston, K. och Brigden, K, 2001. The presence of brominated flame retardants and organotin compounds in dusts collected from Parliament

buildings from eight countries. Greenpeace Research Laboratories. Department of Biological Sciences. University of Exeter. UK.

SCCP/1040/06. Scientific committee on Consumer Products. 2006. Opinion on Triclosan. Nedladdat 2007-12-07 från
http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_sccp/docs/sccp_o_073.pdf

Schwaiger, J., Ferling, H., Mallow, U., Wintermayr, H. och Negele, R. D., 2004. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac: Part I: histopathological alterations and bioaccumulation in rainbow trout. *Aquat.Toxicol.* 68:141–150.

Shultz, S., Sagar Baral, H., Charman, S., Cunningham, A.A, Das, D., Ghalsasi, G.R., Goudar, M.S., Green, R.E., Jones, A., Nighot, P., Pain, D.J. och Prakash, V., 2004. Diclofenac poisoning is widespread in declining vulture populations across the Indian subcontinent. *Proc. R. Soc. Lond. B (Suppl.)* 271, 458–460.

SIFO Research & Consulting AB, 1515648, 2007.

SLL, 2007. Stockholms läns landstings sammanställning av data: www.sll.se → verksamhet → Miljö – hållbar utveckling → Rapporter → Läkemedelsrester i akvatisk miljö.

SNV Rapport 5449, 2005. Höga halter av miljöfarliga ämnen i miljön? Resultat från Miljöövervakningens Screeningprogram 1996–2003.

Socialstyrelsen, 2007. www.socialstyrelsen.se/NR/rdonlyres/A4834E19-4B8D-4030-B46F-3D5B2F326C61/8532/20071035.pdf

SOU 2007:80, Reach – genomförande och sanktioner, Delbetänkande av REACH-utredningen, M2007:01

Speclab: www.speclab.com/compound/c120127.htm

Stanley, J.K., Ramirez, A.J., Chambliss, C.K. och Brooks, B.W., 2007. Enantio-specific sublethal effects of the antidepressant fluoxetine to a model aquatic vertebrate and invertebrate. *Chemosphere.* 69, 9–16.

Statistiska centralbyrån, 2004. Reningsverk 2002 med fördelning på län, avrinningsregioner, storleksklasser och reningsmetoder. Antal och anslutna personer (www.scb.se).

Sternbeck, J., Brorström-Lundén, E., Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Junedahl, E. och Cato, I., 2003. WFD Priority substances in sediments from Stockholm and the Svealand coastal region, IVL rapport B1538.

Sternbeck, J., Fäldt, J. och Österås, A.H., 2006. Screening of organotin compounds in the Swedish environment. Rapport inom Naturvårdsverkets screeningprogram.

Stockholm Vatten och IVL, 2007. Sammanställning av resultat från pilotskaleförsök. Opublicerade resultat.

Stockholm Vatten, 1990. Avloppsvatten från Hushåll.

Stockholm Vatten, 1991. Avloppsvatten från Hushåll – Uppföljande undersökning.

Stüber, M., 2005. Vorkommen und Verhalten von Naphthalinsulfonaten in der biologischen Abwasserbehandlung Untersuchungen mittels Kopplung von Hochleistungsflüssigchromatographie und Massenspektrometrie. Avhandling D83, Doktor der Naturwissenschaften, Fakultät III – Prozesswissenschaften der Technischen Universität Berlin, Berlin.

Swan, G.E., Cuthbert, R., Quevedo, M., Green, R.E., Pain, D.J., Bartels, P., Cunningham, A.A., Duncan, N., Meharg, A.A., Oaks, J.L., Parry-Jones, J., Shultz, S., Taggart, M.A., Verdoorn, G. och Wolter, K., 2006. Toxicity of diclofenac to Gyps vultures. Biol. Letters 2, 279–282.

Sweco Viak, 2007. Nationwide screening of WFD priority substances. Screening report 2007:1.

Svenskt Vatten, 2006. Fakta om Vatten och avlopp. Broschyr.

Svenskt Vatten. 2007. Nedladdat 2007-10-25 från <http://www.svensktvatten.se/Templates/Article1.aspx?PageID=3d1ddc9a-1c97-40be-9bd8-22e7c04f19a1>.

Svensson, A., 2002. Miljögifter i avloppsslam – en studie omfattande 19 reningsverk i Västra Götaland, Länsstyrelsen i Västra Götaland, Rapport 2002:39.

Symposium series 791:203, Washington, 2001.

TemaNord, 2005. Siloxanes in the Nordic Environment, Rapport 2005:593, Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Författare: Kaj, L., Schlabach, M., Andersson, J., Palm-Cousins, A., Schmidbauer, N. och Brorström-Lundén, E.

Ternes, T. A., Stüber, J., Herrman, N., MacDowell, D., Ried, A., Kampman, M. Och Teiser, B., 2003. Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater?. Water Research, 2003, 37, 1976–1982.

Ternes, T. och Joss, A., 2006. Human Pharmaceuticals, Hormones and Fragrances, IWA Publishing, ISBN10 1843390930.

Ternes, T.A., Krechel, P. och Mueller, J., 1999. Behaviour and occurrence of estrogens in municipal sewage treatment plants –II. Aerobic batch experiments with activated sludge, Sci Total Environ. 225, nos.1–2, 91–99.

Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances, Part II, 2003 (<http://ecb.jrc.it/home.php?CONTENU=/Technical-Guidance-Document/sommaire.php>).

Thomas, P.M. och Foster, G.D., 2005. Tracking acidic pharmaceuticals, caffeine, and triclosan through the wastewater treatment process. Environmental Toxicology and Chemistry 24 (2005) 25–30.

Thomas-Jones, E., Thorpe, K., Harrison, N., Thomas, G., Morris, C., Hutchinson, T., Woodhead, S. och Tyler, C.R., 2003. Dynamics of estrogen biomarker responses in rainbow trout exposed to 17beta-estradiol and 17alpha-ethinylestradiol. Environ. Toxicol. Chem. 22, 3001–3008.

Thorpe, K.L., Cummings, R.I., Hutchinson, T.H., Schoize, M., Brighty, G.C., Sumpter, J.P. och Tyler, C.R., 2003. Relative potencies and combination effects of steroidal estrogens in fish. Environ. Sci. Technol. 37, 1142–1149.

Tixier, C., Singer, H.P., Canonica, S. och Müller, R., 2002. Phototransformation of Triclosan in Surface Waters: A Relevant Elimination Process for This Widely Used Biocide – Laboratory Studies, Field Measurements, and Modeling. Environ. Sci. Technol. Vol 36. sid. 3482–3489.

Triebkorn, R., Casper, H., Scheil, V. och Schwaiger, J., 2007. Ultrastructural effects of pharmaceuticals (karbamazepine, clofibric acid, metoprolol, diclofenac) in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and common carp (*Cyprinus carpio*). Anal. Bioanal. Chem. 387, 1405–1416.

Triebkorn, R., Casper, H., Heyd, A., Eikemper, R., Köhler, H-R. och Schwaiger, J., 2004. Toxic effects of the non-steroidal anti-inflammatory drug diclofenac: Part II. Cytological effects in liver, kidney, gills and intestine of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Aquat. Toxicol. 68, 151–166.

Wahlberg, C., 2007. Sammanställning av slamanalyser inom ReVAQ år 2004–2006. Rapport AI-0701. Stockholm Vatten AB.

White, J.R., Belmont, M.A. och Metcalfe, C.D., 2006. Pharmaceutical compounds in wastewater: Wetland treatment as a potential solution. TheScientificWorldJournal 6 (2006) 1731–1736.

Vieno, N., Tuhkanen, T. och Kronberg, L., 2007. Elimination of pharmaceuticals in sewage treatment plants in Finland. *Water Research* 41 (2007) 1001–1012.

Vitenskapskomiteen for mattrygghet, 2007. Nedladdat 2007-12-07 från
http://www.vkm.no/eway/default.aspx?pid=261&trg=Content_5382&Main_4924=5498:0:10,1611:1:0:0:::0:0&MainLeft_5498=5382:17250::1:5499:1:::0:0&Content_5382=-2:17078

Woldegiorgis, A., Andersson, J., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Blom, L. och Brorström-Lundén, E., 2006. Results from the Swedish National Screening Programme 2005. Subreport 3: Perfluorinated Alkylated Substances (PFAS), IVL rapport B 1698.

Woldegiorgis, A., Green, J., Remberger, M., Kaj, L., Brorström-Lunden, E., Dye, C. och Schlabach, M., 2007. Results from the Swedish screening 2006 – Sub report 4: Pharmaceuticals”. IVL report B1751 2007.

Voutsas, D., Hartmann, P., Schaffner, C. och Giger, W., 2006. Benzotriazoles, alkylphenols and bisphenol A in municipal wastewaters and in the Glatt River, Switzerland, *Environ Sci. Pollut. Res Int.* (2006), 13, 5, 333–341.

Zwiener, C. och Frimmel, F.H, 2000. Oxidative treatment of pharmaceuticals in water. *Water Research*. 2000. Vol.34. No. 6, 1881–1885.

Örn, S., Holbech, H., Madsen, H.T., Norrgren, L. och Petersen, I.G., 2003. Gonad development and vitellogenin production in zebrafish (*Danio rerio*) exposed to ethinylestradiol and methyltestosterone. *Aquat. Toxicol.* 65, 397–411.

Avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om läkemedelsrester och andra farliga ämnen

RAPPORT 5794

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-5794-7
ISSN 0282-7298

Denna rapport är vår redovisning av ett uppdrag från regeringen att bedöma de kommunala avloppsreningsverkens förmåga att ta hand om de läkemedelsrester och andra skadliga ämnen som anses vara särskilt allvarliga från miljösynpunkt. Andra farliga ämnen som har negativ effekt på miljön kan förbjudas men för läkemedel gäller annan lagstiftning där en substans inte kan förbjudas enbart på grund av miljöpåverkan.

I rapporten konstaterar vi att avloppsreningsverk inte är konstruerade för att bryta ner rester av läkemedelsrester eller andra farliga ämnen. Dagens reningsverk avlägsnar inte dessa substanser i någon större utsträckning. Läkemedel är å andra sidan inte utformade för att brytas ner i avloppsreningsverk.

I våra sjöar och vattendrag kan vi ännu inte påvisa effekter som kan kopplas direkt till utsläpp av läkemedel från avloppsreningsverk. Däremot vet man att dessa ämnen återfinns i låga halter i recipienter. Den ökade användningen av läkemedel och andra farliga ämnen tillsammans med försiktighetsprincipen gör att ytterligare undersökningar behövs.

Det finns reningstekniker som avskiljer de flesta ämnen, men dessa metoder ökar resursanvändningen och därmed även kostnaderna vid avloppsreningsverken. För att veta vilken teknik som är resurseffektivast, krävs fortsatta försök och forskning.

