

**Resirkulering av humanurin og toalettavløp til
jordbruk – gjødselvirkning, hygiene,
medisinrester og andre miljøgifter**

**Nordisk nettverksamarbeid
Rapport**

Forord

Dette litteraturstudiet er gjennomført som et prosjekt for ORIO-programmet. Studiet har hatt som mål å lage en kunnskapsstatus og påpeke utredningsbehov når det gjelder gjenbruk av humanurin og svartvann til planteproduksjon og de helse- og miljømessige risiki som dette innebærer.

Arbeidet med innsamling av materiale er gjort av forfatterne i samarbeid med studenter ved Institutt for tekniske fag, NLH. Arbeidet er ledet av en gruppe bestående av forfatterne samt Håkan Jönsson fra Sveriges Lantbruksuniversitet og Jacob Magid fra Den Kongelige Veterinær og Landbohøjskole i Danmark med Petter D. Jenssen som prosjektleder. James M. Greateorex og Kari Haug Varberg har hatt hovedarbeidet med å skrive rapporten. Vi takker ORIO for støtten til dette prosjektet.

James M. Greateorex, Björn Vinnerås, Kari Haug Varberg, Håkan Jönsson, Tor Arvid Breland og Petter D. Jenssen

Norges landbrukshøgskole
Instituttet for tekniske fag
1432 Ås

4. september 2003

Sammendrag

Denne rapporten presenterer resultatene fra et litteraturstudie som ser på hygieniske og miljømessige aspekter ved bruk av humanurin og toalettavløp (svartvann) som en gjødselressurs i jordbruket. Kildeseparering av humanurin og svartvann er interessant fordi den tillater bedre kildekontroll mht. forurensninger enn det som er mulig med avløpsslam.

Urin er den mest næringsrike fraksjonen i avløpet og bidrar med ca. 80 % nitrogen, ca. 60 % fosfor og ca. 60 % kalium. Fekalier, den neste mest næringsrike fraksjonen, bidrar med ca. 10% nitrogen, ca. 30 % fosfor og ca. 25 % kalium. Derimot er urin lav i organisk materiale mens 40-80 % av tørrstoffet i svartvann kan være organisk materiale. Det finnes relativt lite data for organisk materiale i svartvann, og dataene som er tilgjengelige er varierende.

Humanurin er godt egnet som gjødselmiddel og i feltforsøk gav den vesentlig bedre kornavling enn ugjødslete vekster, og nesten like bra avling som kunstgjødsel. Ved å bruke humanurin som gjødsel er det mulig å erstatte omtrent 15 % av all nitrogen som blir tilført jordbruket i Norge i dag via kunstgjødsel.

Det er manglende vitenskapelig kunnskap om svartvann sine agronomiske effekter, men det har potensial for bruk som gjødsel eller jordforbedringsmiddel pga. sitt innhold av plantenæringsstoffer.

Urin representerer en vesentlig lavere hygienerisiko enn fekalier, men den kan også meget vel kontamineres av fekalier i toalettet. Dette understøtter behovet for lagring og hygienisering før spredning. Fekaliefraksjonen må minst utsettes for samme hygienisering som slam ved et renseanlegg. Urenset avløpsvann er en klar risikofaktor, og må ikke brukes direkte i planteproduksjon.

Inntil nylig var det lite oppmerksomhet rundt bruken av medisiner og deres virkning på miljøet. Mesteparten av medisinene blir skilt ut fra menneskekroppen med urinen (en mindre del med avføringen) i nedbrutt, delvis nedbrutt eller ikke nedbrutt form. Disse restene blir tilført naturen via avløpsystemet, overløp og ved deponering.

Det er påvist at veldig lave konsentrasjoner av medisinrester kan ha en målbart effekt på vannmiljøet, f.eks. bioakkumulering og kjønnsforvirring i fisk. Det er imidlertid uklart hvor stor konsentrasjon som er nødvendig for å skape risiko for mennesker.

Kildeseparert urin og fekalier har et lavere innhold av tungmetaller enn avløpsvann som kommer inn på konvensjonelle anlegg. De er derfor godt egnet til bruk som gjødsel eller jordforbedringsmiddel i planteproduksjon.

Det er grunn til å tro at kildeseparerende løsninger for avløpsvann er mindre utsatt for forurensning med organiske miljøgifter enn konvensjonelle løsninger. Det finnes imidlertid ingen studier som bekrefter dette.

Innhold

1	INNLEDNING	5
2	HUMANURIN OG SVARTVANN SOM RESSURS	7
2.1	INNLEDNING	7
2.2	INNHALDET AV NÆRINGSSTOFFER I URIN	7
2.3	INNHALDET AV NÆRINGSSTOFFER I SVARTVANN OG FEKALIER	9
2.4	INNHALDET AV NÆRINGSSTOFFER I ORGANISK HUSHOLDNINGSAVFALL.....	10
2.5	KONKLUSJON	11
3	ANVENDELSE AV HUMANURIN OG SVARTVANN I PLANTEPRODUKSJONEN	12
3.1	INNLEDNING	12
3.2	AGRONOMISKE EFFEKTER AV HUMANURIN	13
3.3	AGRONOMISKE EFFEKTER AV SVARTVANN	15
3.4	KONKLUSJON.....	15
4	HYGIENISKE RISIKOFAKTORER OG OMRÅDER DER DET BØR UTFØRES RISIKOVURDERINGER	16
4.1	INNLEDNING	16
4.2	SMITTEPROBLEMATIKK.....	17
4.2.1	<i>Forekomst og mulighet for infeksjon av parasitter</i>	17
4.2.2	<i>Forekomst og mulighet for infeksjon av bakterier</i>	18
4.2.3	<i>Forekomst og mulighet for infeksjon av virus</i>	19
4.2.4	<i>Smitterisiko ved bruk av svartvann og fekalier i jordbruk</i>	19
4.3	HYGIENISERINGEFFEKT	19
4.3.1	<i>Hygienisering av urin</i>	21
4.3.2	<i>Kjemisk hygienisering av fekalier</i>	22
4.4	MULIGHET FOR FOREKOMST OG OVERFØRING AV BIOLOGISK NEGATIVT VIRKENDE STOFFER	23
4.5	KONKLUSJON.....	24
5	MEDISINRESTER I HUMANURIN OG SVARTVANN	25
5.1	INNLEDNING	25
5.2	FORBRUK/SALG AV MEDISINER I NORGE	25
5.3	NEDBRYTNING, EKSKRESJON OG UTSKILLELSE	27
5.4	MEDISINRESTER I MILJØET	32
5.4.1	<i>Spredningsveier</i>	32
5.4.2	<i>Renseeffekter i avløpsrenseanlegg</i>	33
5.4.3	<i>Effekter i resipienten</i>	35
5.5	METODER FOR PÅVISNING AV MEDISINRESTER	36
5.6	KONKLUSJON.....	36
6	MILJØGIFTER I KILDESEPARERT URIN OG FEKALIER	38
6.1	INNLEDNING	38
6.2	URIN	38
6.3	FEKALIER.....	39
6.4	RESIRKULERING TIL PLANTEPRODUKSJON	40
6.4.1	<i>Tungmetaller</i>	40
6.4.2	<i>Organiske miljøgifter</i>	41
6.5	KONKLUSJON.....	42
7	KONKLUSJONER	43

1 Innledning

Et bærekraftig samfunn forutsetter et bærekraftig jordbruk. Da må næringsstoffer resirkuleres istedenfor at de går i en lineær strøm fra ikke fornybare ressurser via kunstgjødning, jordbruk og mat til sjøer, hav og deponi, som de i all hovedsak gjør i dag (WCED, 1987).

Fosfor er en begrenset lagerressurs, og det er energikrevende å produsere nitrogengjødsel. Dessuten utgjør nitrogenutslipp en miljøbelastning som krever kostbare rensingstiltak. Kunstgjødselprisene har steget 30 % det siste året, og hvis de fortsetter å stige kan dette gjøre alternative gjødselkilder mer interessante og konkurransedyktige. Det er utviklet en rekke systemer basert på kildesortering av avløpsfraksjoner som muliggjør en nær fullstendig resirkulering av nitrogen og fosfor fra avløpsvann. Noen av disse systemene kan også handtere våtorganisk avfall fra husholdningen.

Økologisk landbruk er et politisk satsningsområde i mange land, der iblant Norge (Stortingsmelding nr. 19 (1999-2000)). I økologisk jordbruk hvor man ikke tillater bruk av kunstgjødning, er derfor en tilbakeføring av næringsstoffer interessant og i samsvar med driftsformens klart uttalte målsetning om resirkulering. Resirkulering er spesielt aktuelt på gårder med produksjon av matvekster f.eks. korn, hvor tilgangen på dyregjødsel ofte er liten. Dårlig tilgang på næringsstoffer (Eltun 1996, Haraldsen m.fl. 2000) er en viktig årsak til at bare 10 % av det økologisk dyrkede arealet i Norge består av korn, poteter og grønnsaker. Det er Stortingets og Regjeringens mål at 10 % av norsk jordbruksareal skal drives økologisk innen 2010 (Stortingsmelding nr. 19 1999-2000). En betydelig del av denne økningen må nødvendigvis skje ved utvidelse av matvekstarealet, både av ressurs- og ernæringsmessige hensyn og fordi korn, grønnsaker og frukt er de økologiske varene det er størst etterspørsel etter.

Av de nordiske landene er fremfor alt Danmark og Sverige de ledende når det gjelder økologisk jordbruksproduksjon. Det er viktig å utnytte denne posisjonen i forhold til det voksende internasjonale markedet for økologisk frukt og grønnsaker. Et betydelig bidrag vil være å forenkle tilgangen på rene, hygieniske og resirkulerbare næringsstoffer fra avløpsvannet. I dag tillater ikke EU bruk av slike ressurser i økologisk landbruk, bl.a. på grunn av usikkerhet mht. helse- og miljøeffekter. Dagens konvensjonelle avløpsystem med biologisk og kjemisk rensing oppfyller ikke krav som stilles til et bærekraftig samfunn (Jenssen & Etnier 1997). Svakheten består bl.a. i at det eneste næringsstoffet som i større utstrekning kan resirkuleres er fosfor. Nitrogen og kalium går stort sett tapt. Fosforet i slam kan resirkuleres, men slammet fra større renseanlegg kan inneholde uønskede forurensninger. I Sverige har bøndene boikottet bruk av slam fra konvensjonelle renseanlegg, og faren for forurensning med miljøgifter er årsaken til at avløpslam ikke tillates brukt i økologisk jordbruk. Slammet kommer fra samfunnets blandede avløpsvann og påvirkes av alle de kjemiske stoffene som tilføres avløpet. Det store antallet kjemiske stoffer fører til at det i praksis ikke er mulig å gjennomføre en fullstendig risikovurdering ved bruk av slam.

Kildesortende avløpsystemer (systemer som skiller toalettavløpet fra annet avløp og systemer som skiller ut urin og fekalier – svartvannssystemer og urinsortende systemer) gir muligheter for å kunne resirkulere næringsstoffer fra avløpsvann i ren form. Slike systemer er utviklet i de nordiske landene; urinsortende systemer i Sverige og svartvannssystemer med våtkompostering i Norge. Disse systemene bygger på separat innsamling, behandling og resirkulering av urin og klosett vann, som senere spres som gjødning i flytende form. Ved

urinsortering kan fekaliene samles inn og behandles med hjelp av tørrkompostering; separat eller sammen med husholdningsavfall.

Dersom bruken av kildesortert urin og klosett vann blir godkjent av EU i økologisk jordbruk, vil det kunne forbedre de økologiske gårdenes tilgang på lett tilgjengelige næringsstoffer.

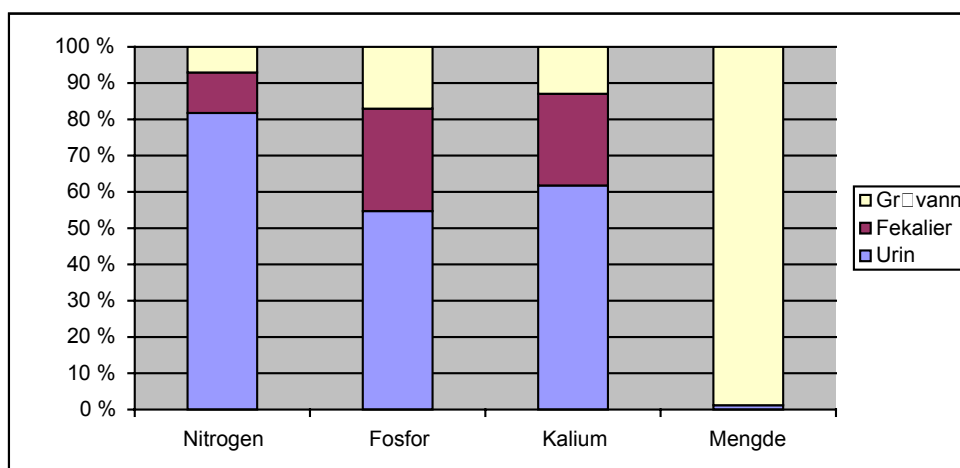
Danmark forsøkte i 1999 med støtte fra Sverige, å få kildesortert urin godkjent av EU, men forslaget ble nedstemt. Et slik godkjenning ville gjøre næringsstofftilgangen for økologisk jordbruk lettere, bidra til oppfyllelse av målsettingene om resirkulering og en økologisk bærekraftig matproduksjon, og sannsynligvis forbedre kontakten mellom økologisk jordbruk og samfunnet for øvrig. Dette er en dimensjon ved det økologiske jordbruket som vil bidra til at samfunnet blir mer bærekraftig, en rolle som er en viktig begrunnelse for den politiske viljen til å fremme økologisk landbruk (Stortingsmelding nr. 19 (1999-2000)). En viktig hindring for godkjenning er imidlertid at hygieniske aspekter og effekten av medisiner og hormoner i urin og klosett vann ikke er utredet nok.

Det finnes i dag en god del informasjon om de emner som dette prosjektet ønsker å belyse. Arbeidet er gjennomført i ulike nordiske land, samt i en viss utstrekning også utenom Norden. Denne kunnskapen er imidlertid ikke systematisert. For å kunne klarlegge fremtidige forsknings- og utredningsbehov og legge grunnlaget for en mer bærekraftig utnyttelse av ressurser i avløp og avfall, er en sammenstilling av eksisterende kunnskap nødvendig.

2 Humanurin og svartvann som ressurs

2.1 Innledning

Dette kapittelet skal gi en oversikt over sammensetningen av næringsstoffene i svartvann, urin og organisk husholdningsavfall. Urin er den mest næringsrike fraksjonen i avløpet samtidig som det bidrar til mindre enn en prosent av den totale mengden av avløp (se Figur 1). Siden konsentrasjonen av næringsstoffene er høy er det interessant å samle, lagre og gjenbruke urin som gjødsel (Jönsson m.fl., 1999). Selv om fekalier og organisk husholdningsavfall ikke inneholder like mye næringsstoffer som urin, er de likevel interessante som gjødselressurser, ikke bare pga. næringsstoffene men fordi at de inneholder organisk materiale som er ettertraktet i jordbruket.



Figur 1. Prosentvis innhold av næringsstoffer i husholdningsavløpsvann samt mengde (Jönsson m.fl., 1999).

2.2 Innholdet av næringsstoffer i urin

Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala, har gjennomført flere studier på kildeseparering av humanurin. Sammensetningen av kildeseparert urin er undersøkt i tre boligområder; Understenshöjden med 44 leiligheter, Palsternackan med 51 leiligheter og Hushagen med 8 leiligheter (Jönsson m.fl., 1999).

Prøvetaking ble gjennomført i to påfølgende perioder på totalt 28 dager i Understenshöjden, 29 dager i Palsternackan og 42 dager i Hushagen. Detaljerte beskrivelser av målingene i Understenshöjden og Palsternackan er gitt i Jönsson m.fl. (1998) og for Hushagen i Vinnerås (1998).

Målingene viste at mengden næringsstoff varierte mellom 4,2 og 5,3 gram nitrogen per person og døgn, 0,30 og 0,42 gram fosfor per person og døgn, og 1,1 og 1,3 gram kalium per person og døgn (Jönsson m.fl., 1999). Ifølge Jönsson m.fl. (1999) er næringsstoffinnholdet i urinen større, og for nitrogen langt større, enn det som er funnet i kildeseparert organisk husholdningsavfall.

Sammensetningen av kildeseparert urin er undersøkt i "Miljøhuset" i Hallsberg. Under prøvetaking var 30 leiligheter i bruk. Det var gjennomført 3 analyser av urinblandinga (Lindgren, 1999). Resultatet var et næringsinnhold som tilsvarer 3,4 g N/p og d, 0,27 g P/p og d, 0,82 gram, g K/p og d.

Vinnerås (2002) beskriver to undersøkelser der urin ble kildeseparert fra svartvannet. Målinger ble gjort på Ekoporten i Norrköping (en bygård med 35 innbyggere, motsvarer 1 225 person og døgn) og Gerbers i Skarpnäck nær Stockholm (et boligområde med 32 leiligheter og 81 innbyggere, motsvarer 1 700 person og døgn). Prøvetaking ble gjennomført i tre påfølgende perioder på totalt 35 dager i Ekoporten og 21 dager i Gerbers. De målte nærings innholdene var i Ekoporten 10,1 g N/p og d, 0,9 g P/p og d, 3,3 g K/p og d, og i Gerbers 10,5 g N/p og d, 0,7 g P/p og d, 2,2 g K/p og d. Resultatene fra disse svenske undersøkelserne er sammenstilt i Tabell 1. I tillegg er de svenske normverdiene for N, P og K i humanurin presentert (Naturvårdsverket, 1995).

Tabell 1. Sammenstilling av næringsstoffene funnet i prøver av urin tatt i urinseparerende system i Sverige (g/person og døgn).

Målestad	N, g/p og d	P, g/p og d	K, g/p og d
Understenshöjden	4,9	0,4	1,3
Palsternacken	4,2	0,3	1,1
Hushagen	5,3	0,3	1,1
Hallsberg	3,4	0,3	0,8
Ekoporten	10,1	0,9	3,3
Gerbers	10,5	0,7	2,2
Gjennomsnitt	6,4	0,5	1,6
Svenske sjablonverdier	11	1,0	2,5

Resultatene fra Ekoporten og Gerbers er vesentlig høyere enn de andre resultatene, antakelig fordi at de har blitt korrigert for å ta hensyn til urin som har gått tapt (dvs. har forurenset fekaliefraksjonen). I tillegg har tallene for Ekoporten og Gerbers blitt korrigert for et daglig hjemmeopphold på 24 timer mens de andre har et antatt daglig hjemmeopphold på ca. 15 timer. De svenske sjablonverdiene antar et daglig hjemmeopphold på 24 timer.

I Danmark har Miljøstyrelsen gjennomført et prosjekt som undersøker Sammensetningen av kildeseparert urin (Wrisberg m.fl., 2001). Det er utvalgt 4 prosjekt med urinseparerende toalettssystem, som det er utarbeidet et felles måleprogram for. Målingene er gjennomført i Hjortshøj med 8 husstander, i Hyldespjældet med 9 leiligheter, Kolonihaverne som består av 10 hager og Møns Museumsgård som har fire offentlige toalett og et personaltoalett.

Tabell 2 viser innholdet av næringsstoffer i urinen fra de fire områdene. De relative næringsstoffinnholdene for nitrogen, fosfor og kalium er på ca. 18:1:4, som er i rimelig samsvar med plantene sitt næringsstoffbehov (Wrisberg m.fl., 2001). De relative verdiene for fosfor er lavere enn de som er funnet i svenske undersøkelser der de typiske N:P:K-forholdene er 10-13:1:3-4. Dette kan skyldes fosfatet som felles ut i tank og ledninger.

Tabell 2 SEQARABICNæringsstoffinnhold i urin. Urinen fra Hyldespjældet, Kolonihaverne og Møns museumsgård er ikke lagret, mens urinen fra Hjortshøj har vært lagret i 120 dager.

Næringsstoff	Enhet	Hjortshøj	Hyldespjældet	Kolonihaverne *	Møns museumsgård
Total nitrogen	mg/l	2000	2000	5400	1900

Total fosfor	mg/l	130	100	360	90
Total kalium	mg/l	800	420	1100	680

* Konsentrasjonen ved Kolonihaverne er høg på grunn av relativt mindre fortynning med spylevann.

I Tabell 3 er de svenske resultatene i Tabell 1 gjort om til mg/l for å gjøre dem sammenlignbare med de danske resultatene. Disse resultatene er vesentlig lavere enn de svenske sjablonverdiene. Forklaringen er at sjablonverdiene avser konsentrert urin, mens de målte verdiene inneholder forskjellige mengder skyllevann.

Tabell 3. Sammenstilling av resultatene for næringsstoff-konsentrasjoner i urin (mg/l).

Målested	N	P	K
	mg/l	mg/l	mg/l
Understenshöjden	3 631	313	1 000
Palsternacken	3 310	308	888
Hushagen	2 350	143	477
Hallsberg	2 800	223	683
Ekoporten	6 650	590	2 170
Gerbers	5 915	388	1 270
Hjortsøj	2 000	130	800
Hyldebjerg	2 000	100	420
Kolonihaverne	5 400	360	1 100
Møns Museumsgård	1 900	90	680
Gjennomsnitt	3 755	276	979
Svenske sjablonverdier	11 000	1 000	2 500

Innholdet av næringsstoffer i svartvann og fekalier

Det er gjennomført flere studier der svartvannets sin kvalitet ble undersøkt. Ved Institutt for tekniske fag, Norges landbrukshøgskole, er det gjennomført oppfølging av et fullskalaanlegg for kilde separering av svartvann og gråvann (Larsen, 2000). Anlegget betjener studenthybelkomplekset Kaja i Ås med 48 beboere. Der ble svartvannet samlet ved bruk av vakuumpolett og tilhørende vakuumpolettssystem til en tett tank. Skjelhaugen og Sæther (1999) har undersøkt sammensetningen av svartvann i et enkelthus i Ringeby med det vannbesparende toalettet "Waterless". I Lund har Blom (2001) undersøkt svartvannet samlet fra konvensjonelle vannbesparende toaletter på et koloniområde. Dette gav følgende analyseresultat for svartvann:

SEQARABITabell 4. Kjemiske analyser av svartvann (g/kg tørrstoff).

Parameter	N-tot	NH ₄ -tot	P-tot	K	Organisk materiale
Kaja	217	--	23	40	421
Ringeby	150	134	29	41	670
Lund	141	114	22	43	783

Nitrogen var høyest i svartvannet fra Kaja antakelig pga. den lave mengden spylevann som brukes i vakuumpolettene. Det er lite variasjon i P- og K-resultatene men resultatene for organisk materiale er svært varierende. I Vinnerås (2002) ble fekalier undersøkt fra Ekoporten og Gerbers (se Tabell 5). Grunnen til at det er så stor forskjell mellom de registrerte våtmassene, er at fekalier på Gerbers var samlet uten skyllevann.

Tabell 5: Mengde næringsstoffer i fekalier sammenlignet med svenske sjablonverdier.

Parameter	Ekoporten	Gerbers	Svenske sjablonverdier	Foreslått nye sjablonverdier
Våtmasse, kg/p og år	18 700	72	36,5	51
Tørrmasse, kg/p og år	12,6	10	12,8	11
N, g/kg TS	50,0	71	43,0	50,0
P, g/kg TS	10,0	25	14,3	16,6
K, g/kg TS	42,9	28	28,5	33,2

Vinnerås (2002) har foreslått de nye sjablonverdier med utgangspunkt i at de gamle sjablonene (Naturvårdsverket, 1995) overvurderer mengden vann i fekalier. Resultatene i Tabellene 4 og 5 viser at svartvann inneholder mer nitrogen enn fekalier.

2.4 Innholdet av næringsstoffer i organisk husholdningsavfall

Norges landbrukshøgskole har gjennomført et studie som omfatter sammensetningen av matavfall innsamlet fra 8 storhusholdninger i Etnedal (Sæther, 1996). Konsentrasjonene av næringsstoffene som var analysert er gitt i Tabell 6.

Tabell 6. Innhold av næringsstoffer i matavfall fra 8 storhusholdninger i Etnedal.

Parameter	g/kg TS
TS (%)	28,8
Organisk stoff	926
pH (pH)	4
Kjeldahl-N	42
Ammonium-N	2,5
P	5
K	9
Mg	1
Ca	17

I Sverige har Eklind m.fl. (1997) analysert 12 tonn kildesortert organisk husholdningsavfall fra Uppsala kommune. Resultatene fra 92 representative prøver tatt fra disse 12 tonnene er gitt i Tabell 7. Resultatene er sammenlignet med data fra en litteraturundersøkelse (Eklind m.fl. op. cit.) på sammensetningen av organisk husholdningsavfall.

Tabell 7. Sammensetning av næringsstoffene i kildesortert organisk husholdningsavfall (etter Eklind m.fl., 1997). Referanser: 1. Eklind m.fl. (1997). 2. Widén (1993) (Uppsala). 3. SNV (1993) (Borlänge). 4. SNV (1993) (Borås). 5. SNV (1993) (Södertörn). 6. Lundkvist (1997) (Skultuna). 7. T. Jarlsvik (pers. medd.) (Styrsö).

Parameter	Referanse nr.							Gj.snitt
	1	2	3	4	5	6	7	
g/kg TS								
pH	4,9	5,1	5,0	5,1	5,8	4,5	--	5,1
TS (%)	34,2	40,6	32,5	28,5	36,0	29,8	32	33,4

Aske(%TS)	25,2	36,6	32,5	22,0	30,5	13	20	25,7
C	368	249	370	425	385	470	398	380
C/N	16,9	12	18	19	16	20	17	17,0
N	21,7	21,1	21	22	24	23,5	23,4	22,4
P	4,1	4,6	3,1	3,0	3,3	5,4	3,6	3,9
K	8,0	11,3	8,5	8,7	7,5	9,2	--	8,9
Ca	24,3	30,1	20,8	22,3	25,5	20,5	--	23,9
Mg	2,2	4,0	2,2	1,9	2,5	1,6	--	2,4

Det er bra samsvar mellom resultatene for de svenske studiene selv om disse studiene har blitt gjennomført i ulike byer. Forskjellen mellom resultatene fra Etnedal og Sverige kan forklares med at husholdningsavfallet samlet i de svenske studiene inneholder mer næringsfattige fraksjoner som f.eks. blomsterjord, kjøttbein og frukt- og grønnsaksskall.

Hvis man sammenligner næringsstoffene for husholdningsavfall med de for svartvann i Tabell 4, er det klart at nitrogen, fosfor og kalium er mye lavere i husholdningsavfallet. Den gjennomsnittlige mengden av organisk materiale i husholdningsavfall, regnet ut ifra askeinnholdet i Tabell 7, er på ca. 740 g/kg TS. Dette ligger på omtrent det samme nivået som svartvann, men mer data for svartvann trenges for å fastslå dette.

Konklusjon

Resultatene viser at svartvann inneholder mest næringsstoffer, og mesteparten av disse kommer fra urinen. Fekaliene inneholder mindre næringsstoffer, og organisk husholdningsavfall er den minste næringsrike fraksjonen.

Teoretisk bør et svartvannsystem samle mer næringsstoffer enn et urinseparerende system, f.eks. svartvann kan inneholde 90 % av nitrogenet i avløpsvann mens urin- og fekaliefraksjonene kan inneholde henholdsvis 80 % og 10 % nitrogen.

Resultatene tyder på at svartvann inneholder omtrent den samme mengden organisk materiale i tørrstoffet som husholdningsavfall men det finnes stor variasjon i resultatene især for svartvann.

Vinnerås (2002) har foreslått nye sjablonverdier for urin og fekalier. De nye sjablonverdiene for nitrogen, fosfor og kalium i urin er henholdsvis 4 000, 365 og 1 000 g/p og år, og i fekalier 550, 183 og 365 g/p og år.

3 Anvendelse av humanurin og svartvann i planteproduksjonen

3.1 Innledning

Hvis jordbruk skal være bærekraftig er det nødvendig å ta vare på de ressursene som finnes i toalettavløp, og resirkulere dem som gjødsel eller jordforbedringsmidler. I lang tid har husdyrgjødsel og urin vært brukt i planteproduksjon, men bruk av humanurin og svartvann møter skepsis og fordommer fra samfunnet som ikke oppfatter disse som en ressurs. Humanurin er faktisk godt egnet til bruk som gjødselmiddel og skiller seg fra husdyrurin ved at den er mer nitrogen- og fosforrik (Tabell 8).

Tabell 8. Fysikalske og kjemiske egenskaper hos humanurin, svineurin og storfeurin etter lagring (Stintzing og Rodhe, 2000).

	TS %	N-tot kg/tonn	NH ₄ -N kg/tonn	P kg/tonn	K kg/tonn
Humanurin	0,6	2,60	2,10	0,23	0,85
Svineurin	0,6	1,03	0,98	0,11	1,40
Storfeurin	1,2	1,70	1,4	0,04	3,00

Humanurin som gjødsel i planteproduksjon er et særlig spennende tema ettersom humanurin har vist seg å være den største kilden for resirkulering av plantenæringsstoffer fra samfunnet tilbake til landbruket. Tabell 9 gir en oversikt over fordelingen av næringsstoffene som har sin opprinnelse i næringsmidlene.

SEQARABICTabell 9. Prosentvis fordeling av nitrogen, fosfor og kalium på de forskjellige kildene hvor det finnes igjen plantenæringsstoffer etter at maten har forlatt landbruket (Jönsson, 1997, i Cottis, 2000).

	Næringsmiddelindustri	Handel med matvarer	Org. hush. avfall	Urin	Fekalier
Nitrogen	8	5	16	62	9
Fosfor	10	4	21	43	22
Kalium	15	6	18	44	17

Bruk av humanurin kan gi en betydelig miljøgevinst i form av redusert næringsstoffbelastning i resipientene. En annen viktig motivasjonsfaktor for å bruke humanurin som gjødsel i planteproduksjonener er som erstatning for kunstgjødsel. Tabell 10 tyder på at omtrent 15 % av all nitrogen som blir tilført jordbruket i Norge i dag via kunstgjødsel, kan erstattes med nitrogen fra urin.

SEQARABICTabell 10. Prosentandel av kunstgjødsel som kan erstattes av urin mht. nitrogen.

		kg N	Kilde
Omsatt handelsgjødsel-nitrogen 1999/2000		107 410 000	Norsk landbrukssamvirke (2002)
N i urin per innbygger, år		4,00	Naturvårdsverket (1995)
Innbyggere voksne PE	4 000 000		
Totalt produsert		16 000 000	
% av handelsgjødsel-N	14,9		

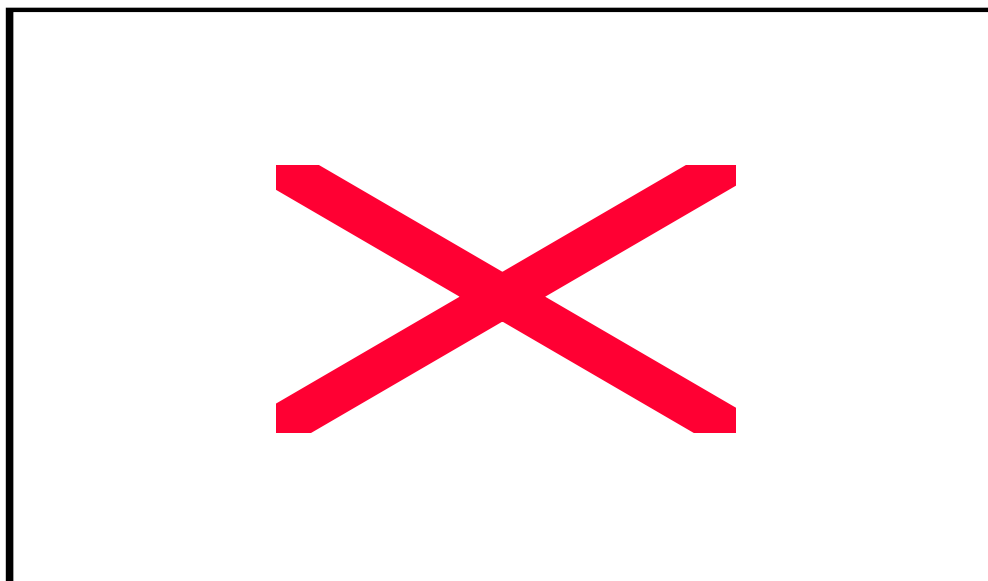
Dette forutsetter at hvert voksent menneske slipper ut 4 kg nitrogen i urinen. Dessuten antas det at ikke hele Norges befolkning er voksne, men at befolkningsmassen kan regnes om til 4 million voksne PE.

Resultatene fra dette enkle regnestykket virker kanskje ikke så imponerende, men når det tas i betraktning at Norge i dag har det meste av kornproduksjonen på gårdsbruk uten husdyr, men med kort avstand til boligområder, byer og tettsteder, og at urin på disse steder stort sett blir sett på som ett avfallsprodukt, er det store utviklingsmuligheter for urin som gjødsel i planteproduksjonen.

3.2 Agronomiske effekter av humanurin

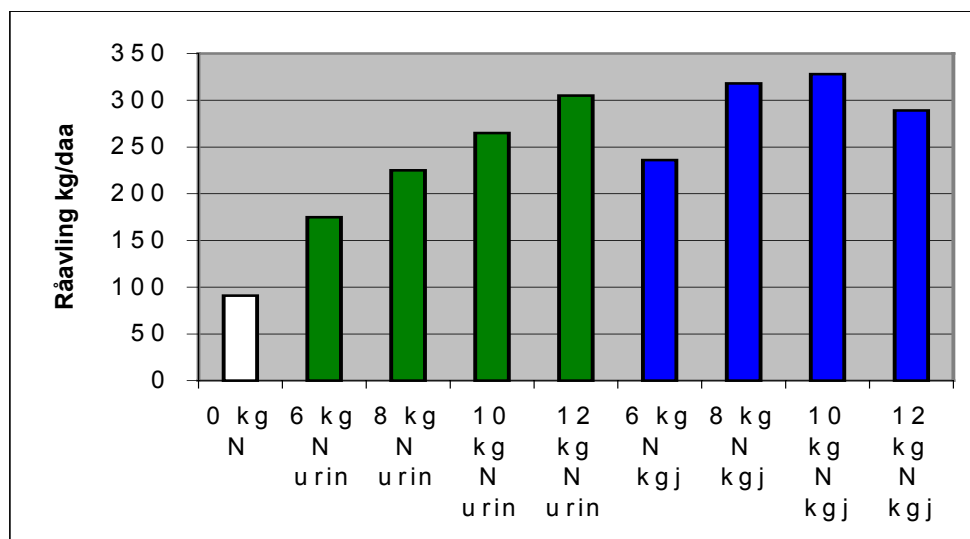
Høgskolen i Hedmark har i 3 år (1998-2000) kjørt orienterende forsøk for kildesortert humanurin som gjødsel til korn i både konvensjonell og økologisk dyrkning (Cottis, 2000). Forsøkene er utført på konvensjonelt dyrket bygg og økologisk dyrket hvete, med varierende belastning (0-12 kg N/daa). Urinen ble påført ufortynnet i perioder hvor det vanligvis er naturlig å tilføre kunstgjødsel. Kunstgjødsel ble også tilført på kontrollfelt for å kunne se om det hadde noen forskjellige effekter.

Urin fra ett lokalt anlegg på Løten ble brukt, og den ble moldet direkte ned med rotorharv innen 5 minutter etter spredning. I Figur 2 ser man at havre gjødslet med urin gir økt avling



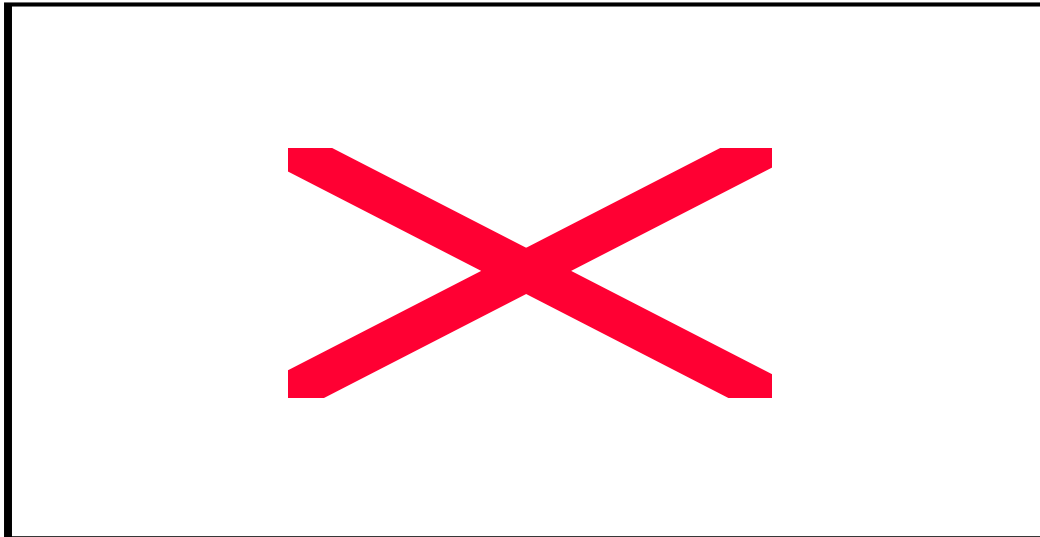
sammenlignet med ugjødslet havre.

Figur 2. Råavling i kg/daa økologisk dyrket havre i 1999 ved forskjellige mengder nitrogen i kildesortert



humanurin, og kontrollrute uten gjødsling. Hentet fra Cottis (2000).

Figur 3. Råavling i kg/daa konvensjonelt dyrket bygg ved forskjellige mengder nitrogen i kildesortert humanurin, kunstgjødsel (21-4-10), og kontrollrute uten gjødsling. Hentet fra Cottis (2000).



Figur 4. Avling 15 % vanninnhold av konvensjonelt dyrket bygg i år 2000 ved forskjellige mengder nitrogen i kildesortert humanurin og kunstgjødsel (22-2-12). Hentet fra Cottis (2000).

Av Figurene 3 og 4 kan det se ut som om nitrogen i humanurin har tilnærmet like god effekt i gjødslingsåret som nitrogen i kunstgjødsel. Stintzing og Rodhe (2000) har i sine forsøk med korn funnet at 100 kg humanurin nitrogen, etter tap, gav en avling som motsvarte ca. 85-90 % av det som 100 kg mineralgjødsel nitrogen gav. Johansson m.fl. (1998) har funnet at humanurin har nesten like god gjødslingseffekt som tilsvarende mengder næringsstoffer i kunstgjødsel, noe som også understøtter resultatene fra Cottis.

Cottis (2000) har kommet frem til at humanurin har et N-P-K-forhold på omtrent 26-2-4 (13-1-2). Kunstgjødselen som ble brukt hadde ett N-P-K-forhold på 22-2-12. For å tilføre 6 kg N brukte de i år 2000 460 liter humanurin pr. daa. For å få 8, 10 og 12 kg N brukte de henholdsvis 620, 770 og 920 liter humanurin. Kildesortert humanurin kan ikke byttes ut på en 1:1-basis med kunstgjødsel og dersom det utføres ett regnestykke, vil det se omtrent slik ut:

SEQARABICTabell 11. Forhold mellom humanurin og fullgjødsel.

	N-tot kg/tonn	P kg/tonn	K kg/tonn	Kilde
Fullgjødsel 22-2-12	216	17	116	Hydro Agri
Humanurin	10	1	2,5	Naturvårdsverket (1995)
Forhold	21,6	17	46,4	

Tabell 11 viser at ca. 22 ganger så mye humanurin må tilføres for å oppnå den samme gjødselseffekten som fullgjødsel, mht. nitrogen. Et annet aspekt er at det her er regnet med ren urin. Vanligvis vil urinen bli noe innblandet med spylevann, og mengden som må spres på jorden vil da bli enda større.

3.3 Agronomiske effekter av svartvann

Det finnes knapt noen vitenskapelig litteratur som beskriver de agronomiske effektene av svartvann men man har god grunn til å vurdere det som gjødselmiddel. Hoveddelen av næringsstoffene i svartvannet kommer fra urin, og denne bør ha like god tilgjengelighet når den tilføres som svartvann som når den tilføres som urin.

Når det gjelder fekaliefraksjonen har det i Asia f.eks. blitt brukt fekalier som gjødsel i mange århundrer. I Japan var fekalier mye brukt i jordbruket, særlig på arealene nær byer og urbaniserte områder, så tidlig som i det 12. århundret og fram til 1960-tallet (Terakawa og Kitawaki, 1994).

Pga. de næringsstoffene som finnes i svartvann kan dette blir et interessant innsatsmiddel for det moderne jordbruk hvor det er et økende behov for å bedre jordstrukturen og kvaliteten. Selvfølgelig er det nødvendig å sørge for de helse- og miljømessige aspektene før svartvann tas i bruk som gjødsel eller jordforbedringsmiddel. I tillegg er det viktig fra et ressursperspektiv å tilbakeføre de næringsstoffene som går tapt fra jorda i avlingen.

3.4 Konklusjon

Humanurin er godt egnet som gjødselmiddel og gav i feltforsøk vesentlig bedre kornavling enn ugjødslete vekster, og nesten like bra avling som kunstgjødsel med den samme mengde totalnitrogen.

Ved å bruke humanurin som gjødsel er det mulig å erstatte omtrent 15 % av all nitrogen som blir tilført norsk jordbruk i dag via kunstgjødsel.

Det er manglende vitenskapelig kunnskap om agronomiske effekter ved gjødsling med svartvann. Svartvann har et stort potensial som gjødsel eller jordforbedringsmiddel pga. av sitt høye innhold av plantenæringsstoffer.

4 Hygieniske risikofaktorer og områder der det bør utføres risikovurderinger

4.1 Innledning

Så vel urin som fekalier fra mennesker kan være mediator for overføring/spredning av patogener. Fekalier inneholder i tillegg en normal bakterieflora som gir gastrointestinale lidelser dersom den opptas peroralt uten forutgående hygienisering hvorved man forstår en uskadeliggjøring av patogener.

En slik uskadeliggjøring er, ifølge norsk lovverk, oppnådd dersom forekomsten av gitte bakterier enten er under et angitt nivå pr. volum- eller vektenhet, eller ikke er påvisbar.

Norske myndighetskrav sier videre at det i gjødselvarer fremstilt av organisk avfall, herunder urin og fekalier, ikke skal kunne påvises infektive parasittegg. Regelverket sier ikke noe om virus, prioner, bakteriofager og plasmider.

Tilbakeføring av organisk materiale til jord anses å være et aktivum for jordsmonnet og et bidrag til å redusere erosjon, tap av vannbindingsevne og tap av nærings- og sporstoffer. Slik resirkulering vil redusere behovet for kunstig gjødsling, og har derfor også et klart positivt aspekt i u-landssammenheng. Fra førkristen tid har vår sivilisasjon hatt regler for å holde humanfekalier vekk fra direkte kontakt med dyr, mennesker og overflatejord. Bruk av human urin og fekalier som gjødsel vil derfor støte på emosjonelle hindringer, nedarvede motforestillinger og reelle problemer relatert til en sikker hygienisering.

Temaet har vært gjenstand for vestlig akademisk høyttenking i 20 – 30 år, men det er først de aller siste årene det er blitt stuerent hos etablerte fagmiljøer å intensivere forskningsinnsats på området. Mye av grunnen til dette oppsvinget er EUs forbud mot avfallsdeponering, økt smittepress på det europeiske kontinent grunnet økt handel og reduserte grensebarrierer, og flere raskt på hverandre følgende zoonotiske epidemier og produksjons-dyrepidemier de seneste år. Müller (1985) drøfter i en artikkel hvordan avløpsvann kan ledes til hhv. vann eller jord som resipient, og vurderer hygienerisiko ved disse to måtene opp mot hverandre. Han anfører at hygienerisiko ved tilbakeføring til jord er overvurdert, mens samme risiko ved bruk av vann (elver) som resipient er undervurdert, og hevder at hygienerisiko angis som et falsum. Den virkelige risikoen hevder han bunner i kulturelle og sosiale aspekter. 25 år senere har scenarioet endret seg så ettertrykkelig at man må anta at Müller skulle ønske sin artikkel uskrevet.

Nedenforstående fremstilling forutsetter forutgående kjennskap til generell mikrobiologi/virologi/parasittologi, samt til de vanligste renseteknikker for vann og avløp i Norge. Leseren forutsettes å kjenne til forskjellen mellom kompostert/utråtnet husholdningsavfall og kloakkslam.

Fremstillingen er 3-delt og baserer seg på allment tilgjengelige forskningsresultater fra de senere år, publisert i vitenskapelig anerkjente fagtidsskrift eller i egne rapporter utgitt av offentlige, uhildede instanser. Følgende inndeling er benyttet:

- **Smitteproblematikk** (dvs. forekomst og mulig overføring av patogener)
- **Hygieniseringseffekt**

- **Overføring av biologisk negativt virkende stoffer, herunder antibiotikaresistens** (forekomst, påvisning, overføring)

Under arbeidet med fremstillingen er det registrert at det foreligger svært mye nyere forskning på dette området samt på området antibiotikaresistens relatert til miljø med vann/kloakk som overføringsmekanisme – publisert i Russland og kun på russisk. Det har ikke vært innenfor dette prosjektets rammer å innhente, oversette og evaluere disse publikasjonene, og det er derfor et åpent spørsmål hvorvidt denne kunnskapen er av relevans for våre forhold og for dette prosjektet.

4.2 Smitteproblematikk

4.2.1 Forekomst og mulighet for infeksjon av parasitter

Enteroparasitter vil forekomme i avføring fra dyr og mennesker. Flere av disse parasittene forårsaker alvorlig sykdom, eventuelt med dødelig utfall. Mange av enteroparasittene har dyr og menneske som alternerende hovedvert eller mellomvert, dette betyr at smitte kan gå horisontalt mellom species. I tillegg vil en smittevei fra menneske via fekalier og tilbake igjen til menneske gi infeksjon for mange av de alvorlige parasittene, dvs. de som gir høy morbiditet og også mortalitet. En høyt anerkjent behandlingsmetode ved parasittære lidelser er å bryte organismens syklus, fremfor å behandle det angrepne individ med antiparasittære midler. Kloakk/svartvann inneholder parasitter. Behandlingen av råvaren må derfor sikre at det parasittære stadiet dør ut. Dette kan være svært forskjellig fra species til species, alt ifra bendelormledd, som er høyst infektive men svært enkle å uskadeliggjøre, via oocyster, sporoositter til egg. Jo bedre beskyttet parasittstadiet er av kutinkapper, skall og fordampningshindrende dekke, jo vanskeligere er det å uskadeliggjøre stadiet ved biologisk avfallsbehandling.

Habbari m.fl. (2000a) undersøkte risikofaktorer, spesielt helminthe-infeksjoner, ved bruk av ubehandlet avløpsvann til jordbruksformål i Nord-Afrika. Undersøkelsen ble utført ved randomsampling på 1343 barn fra 5 områder hvor slik bruk forekommer og en kontrollgruppe på 603 barn fra 4 områder hvor avløpsvann ikke brukes på denne måten. Prevalensen av helminte-infeksjoner viste seg å være signifikant høyere i forsøksgruppen kontra kontrollgruppen. De så også på forekomst og spredning av spesifikke enteroparasitter i definerte områder (Habbari m.fl., 2000b), og fant at prevalens for ascariasis var ca. 5 ganger høyere blant barn i områder med resirkulering av avløpsvann kontra kontrollgruppen. Det ble ikke funnet forskjell i prevalens for trichuris-infeksjoner. Studien kontrollerte for alternative risikofaktorer som vannkilde, toalett i huset, håndvask, kontakt med avløpsvann og kontakt med jordbruksområder irrigert/gjødset med avløpsvann. Habbari har også publisert en artikkel basert på samme forskningsmateriale, abstract bare tilgjengelig på engelsk. Artikkelen tas med som referanse fordi den omhandler resultatene av studien idet det skiller mellom 7 ulike parasitter (Habbari m.fl., 2000c). Hos barn (random sampled) i områder med resirkulering (ved irrigasjon) av ubehandlet avløpsvann ble det funnet en eller flere parasittære infeksjoner hos 50,8 %, til forskjell fra kontrollgruppen hvor bare 8,2 % av barna hadde infeksjoner. Høyest infeksjonsforekomst viste *Entamoeba histolytica* 34,3 resp. 4,3 % og *Ascaris lumbricoides* (20,5 % resp. 3,8 %), og lavest *Taenia saginata* (0,5 % hhv. 0,0 %).

Konklusjonen av studien er at adekvat behandling av avløpsvann er sterkt å anbefale, og gir en effektiv reduksjon av faren for spredning av enteroparasitter ved bruk av avløpsvann til jordbruksformål. Motsatt vil slik bruk av ubehandlet vann gi økt forekomst av parasitter.

Schlosser m.fl. (1999) så på risiko for parasittær infeksjon hos arbeidere som håndterte urensset kloakk. De undersøkte årlig prevalens i en cross sectional group på 126 arbeidere ansatt i avløpvesenet i Paris, og hos kontrollgruppen som bestod av 363 matvareforhandlere i samme by. Studien påløp i perioden 1988 – 1993. Det ble undersøkt på 4 innvollsparasitter: Piskeorm (*Trichuris*), *Giardia lamblia*, *Entamoeba coli* og *Endolimax natus*.

Gjennomsnittsprevalens for påvisning av en eller flere parasitter var 11,8 %, hvorav 91 % av prøvene viste protozoer. Incidens for positiv forekomst av parasitter i avføringsprøver var 5,9/100 person/år. Sannsynligheten for infeksjon var signifikant høyere hos avløpsarbeiderne i 1988 – 1990, men ikke i de siste årene av studien. Forfatterne konkluderer med at personer som arbeider med råslam/ubehandlet kloakk utsettes for yrkesrelatert risiko for smitteoverført intestinal parasittinfeksjon, og at avtagende sannsynlighet for infeksjon mot slutten av studien må tilskrives innskjerpede hygieneregler.

Det har vært en generell oppfatning i norske helsemiljøer at enteroparasitter er eksotiske vesener, som i beste fall gir kliniske symptomer hos norske pasienter dersom disse oppholder seg i visse strøk i Asia. Det undersøkes ikke rutinemessig på parasitter i faecesprøver av pasienter med gastrointestinale lidelser, og sviktende kunnskaper om og fokus på etiologi, smitte, forekomst og klinisk bilde for de forskjellige parasittosene har ført og fører fremdeles til underdiagnostisering. Flere av parasittosene er ikke meldepliktige, og dette leder igjen til underreportering. Det er derfor verdt å merke seg resultatene til undersøkelsene utført i Norge av Robertson og Gjerde (2000), hvor man kartla forekomst av *Cryptosporidium oocyster* og *Giardia-cyster* i 147 norske drikkevannskilder. Det ble påvist parasitter i 32% av drikkevannskildene. Ettersom disse cystene er svært små, hhv. ϕ 4-5 μ m og ϕ 8-14 μ m, vil disse ikke fjernes fra vannet ved sandfiltrering. Smitte via drikkevann i Norge er underdokumentert. Det samme er smitte via næringsmidler, så vel innen- som utenlands. For *Giardia* regnes det med 200 – 300 tilfeller/år (MSIS). Begge artene er forholdsvis miljøresistente, og overlever månedsvis i vandig miljø rundt frysepunktet. Begge sporuleringsformene må forventes å forekomme i avføring fra vanlige norske innbyggere. De er derfor av relevans når man skal vurdere den hygienemessige risikoen ved resirkulering av humane ekskretter til landbruksareal.

Ono m.fl. (2001) fant for øvrig forhold som tilsvarte de som er beskrevet av Robertson og Gjerde (2000) i japanske elver. Tidligere hadde disse japanske vassdragene bare vært marginalt undersøkt, men ved undersøkelse av 18 elver (156 uttakssteder) med sensitiv metode (immunomagnetisk separasjon) ble det påvist *C. parvum* i 47 % av prøvene. Studien viste samme mønster i antallet oocyster pr. 20 l prøve og antallet storfe i regionen.

4.2.2 Forekomst og mulighet for infeksjon av bakterier

Problemene rundt fekal-oral smitte er så velkjent og veldokumentert i både veterinær- og humanmedisin at det anses unødvendig å beskrive dem her. Det er kunnskapen om denne smitteveien som danner bakgrunn for de myndighetskravene vi har i dag til gjødselvareprodukter fremstilt av slam eller organisk avfall. Det som imidlertid er påkrevet, er en satsning fra myndighetenes side på løpende kunnskapsoppdatering og –forståelse, slik at regelverket ikke blir et hinder for utvikling. Her har det de siste 10 – 15 årene vært en markert redusert innsats fra både miljø- og helsemyndighetenes side.

Norsk regelverk og myndighetskrav bygger for en stor del på forekomst og desimering/reduksjon av bakterier, med *Salmonella* og termotolerante koliforme bakterier (TKB) som indikatorer (Sosial- og helsedepartementet, 1996). En felles nordisk studie under

nordisk ministerråd undersøkte i perioden 1999-2000 overlevelse og deteksjonsmuligheter for flere patogener og indikatororganismer i kompostert husholdningsavfall og avløpsslam (Christensen m.fl., 2001; Warberg, 2000; Warberg, 2001). Det nordiske arbeidet konkluderer med at TKB bør erstattes av annen indikatororganisme, for eksempel *Enterococcus*. Problemene rundt overføring av patogener og næringsmiddelinfeksjoner via fekalier er meget veldokumentert. Fremdeles gjenstår det mye før det kan sies med sikkerhet at en biologisk nedbrytning av fekalt materiale gir fullstendig/akseptabel hygienisering. Det som volder besvær, er skjæringspunktet mellom biologisk nedbrytning uten tap av strukturmateriale og næringsstoffer kontra bakterienes tilpasning til miljø, herunder særlig termotoleranse.

De indikatororganismer man fokuserer på, må tilfredsstillere flere krav: Dersom man ikke skal pøse råvaren forut for prosessering, slik tyskerne foreslår, må de være til stede i råvaren. De må respondere på behandling på en slik måte at det er signifikant forskjell på forekomst i råvare og i ferdig produkt, og forskjellen må være direkte relatert til styrende parametere for behandlingsprosess. De må enten selv være sykdomsfremkallende, eller ha et kjent og tilnærmet ens responsmønster overfor behandlingen som de sykdomsfremkallende agens de skal være indikatorer for.

4.2.3 Forekomst og mulighet for infeksjon av virus

Problemorganismene frem til nå har vært virus. De overføres via svartvann/kloakk, kan ha svært lav infektiv dose, er til dels meget miljøbestandige (herunder kuldetolerante), er små og unnslipper derfor filtreringsmekanismer, er vanskelige å påvise direkte, og det har vist seg vanskelig å finne egnede indikatororganismer for dem. Kolifager har vært forsøkt, men med sprikende resultat. Selve materien (ekstremt rikt organisk miljø med høy bakterietetthet og svært aktiv metabolisme) krever utvikling av egne metoder, det lar seg ikke gjøre å adaptere direkte metodikk fra hydrologi eller laboratoriemedisin. De norske myndighetskravene omfatter som tidligere nevnt ikke virus, og derfor er problemstillingen bare tatt med her for oversiktens skyld.

4.2.4 Smitterisiko ved bruk av svartvann og fekalier i jordbruk

Smittefaren ved å spre svartvann og fekalier i jordbruk er ikke godt dokumentert. Det finnes imidlertid en del studier på bruk av avløpsslam som er relevant, og disse har blitt gjennomgått av Stenström og Carlander (1999). Hovedkonklusjonen er at selv om konsentrasjonen av patogener i slam er høyere enn den som finnes i avløpsvann, er helserisikoen lik i begge tilfeller. Dette kan forklares med at mikroorganismene i slam forbinder seg med partiklene i materialet og på denne måten blir immobilisert og ikke så lett frigjort under utlekning. Rapportene om den virkelige risikoen med å bruke ubehandlet slam på mark viser stort avvik i resultatene fra ingen risiko til høy risiko, mens slam som utsettes for hygienisk behandling betraktes som lav risiko.

4.3 Hygieniseringseffekt

Forskjellige biologiske behandlingsmetoder gir forskjellig hygieniseringseffekt. Fra førkristen tid kjenner man bl.a. kalking, nedmolding og uttørking. Ved bruk av kildeseparerende toaletter er det nødvendig at hygieniseringsmetodene lar seg adaptere på stedet, ettersom kretsløpet skal slutes innenfor et lite areal. Det er derfor relevant å se på hygieniseringseffekt ved lavkostnadsmetoder som samtidig kun krever enkel teknologi.

Loader m.fl. (1999) har sett nærmere på en slik metode, der gråvann ble resirkulert direkte gjennom et plantefelt hvor det i forsøket ble dyrket hvete og soyabønner. En slik renseprosess reduserer behov for plass, energi og delvis tilleggsgjødsling. Plantefeltet fungerer da både som biologisk renseanlegg og som næringsmiddelprodusent. I forsøket fant man at fekale koliforme bakterier som ble påvist i gråvannet (influenten) ikke kunne påvises på planterøttene. Forfatterne konkluderer med at human-assosierte mikroorganismer ikke vokser i systemet. Svakheten er at forsøket ble utført med gråvann, ikke med svartvann, hvor forekomsten av tarmbakterier naturlig nok er vesentlig høyere initialt.

Bleich m.fl. (1992) konkluderer i et forsøk om avløpsvann med at kolifager er egnet som indikatorer på enterovirus, og det anbefales at kolifagundersøkelse bør bli standard hygieneparameter.

Ultrafiolett bestråling er en veldokumentert hygieniseringsmetode, som bl.a. brukes på krydder. Før UV-bestråling tas i bruk på avløpsvann er det nødvendig å filtrere vannet fordi partiklene ikke blir tilstrekkelig hygienisert av slik behandling. Iske m.fl. (1996) har sett på effekten av UV-bestråling og ozonering ved å behandle biologisk rensset vann fra to offentlige renseanlegg. Det ene anlegget håndterte husholdningsavløp og det andre industriavløp - i Tyskland er det vanlig å skille så vel vanntilførsel som avløpsystem i husholdningskvalitet og industrikvalitet, hvorav førstnevnte holder høyere hygienestandard (forf. anm.).

Avløpsvannet – som altså var biologisk rensset på forhånd – ble eksponert for UV-bestråling og ozonering. Begge behandlinger gav produkt som tilfredsstilte myndighetskrav til fekale bakterier og totale koliforme bakterier. Ved UV-bestråling så man ikke endring i kjemisk vannkvalitet eller toksisk effekt. Ved ozonering derimot ble det observert endringer i kjemisk sammensetning og toksisitet, avhengig av vannets utgangskvalitet. Dette indikerer at det er hygienisk akseptabelt å bruke effluenten fra avløpsvannet til vanning.

Sinton m.fl. (1999) har også sett på effekten av sollys, dvs. UV-bestråling, men her var mediet avløpsforurenset sjøvann. De sammenligner inaktivering av somatiske kolifager, F-RNA bakteriofager og fekale koliforme bakterier med hjelp av sollys. Det er utført sammenlignende overlevelsesforsøk i vinter- og sommersesong. Forsøkene er utført på New Zealand (Christchurch), og temperaturvariasjonen angis for sommersesongen å være 14-20 °C, for vinter 10 °C. Inaktivering var høyest for fekale koliforme bakterier og lavest for RNA-fagene i vintersesongen, men tilnærmet lik for alle tre indikatorer om sommeren. Gruppen konkluderer med at somatiske kolifager bør vurderes som indikatorer på fekal og muligens også viral forurensing i sjøvann. Temperatur i sjøvann og lysets bølgelengde vil være sammenlignbart for norske forhold i sommersesongen, mens inaktiveringseffekten må forventes å være dårligere vinterstid (lavere vanntemperatur, kort lystidseksposering og lavere bølgelengde).

Meckes (1982) har også sett på effekten av UV-bestråling. Resultatene av denne studien gir et mer nyansert bilde. Studien evaluerte effekten av UV-bestråling på koliforme bakterier med resistens mot streptomycin, tetracyclin og chloramphenicol. Stammene ble isolert fra filtrert aktivslam før og etter UV-bestråling. Bestrålingen gav en effektiv hygienisering av effluenten (slik det også ble påvist i forsøkene over), men den totale prosentandelen overlevende koliforme bakterier med resistens mot tetracyclin eller chloramphenicol var signifikant høyere etter UV-bestråling enn før behandling. Det ble ikke funnet slik signifikant økning for koliforme bakterier med streptomycinresistens. Studien viste videre at av 300 isolater av

resistente koliforme bakterier var 82 % resistente mot to eller flere antibiotika. 46 % av disse isolatene var i stand til å overføre sin resistens til en sensitiv *E. coli*-stamme.

Morozzi m.fl. (1998) har også sett på hygieniseringsprosessenes innvirkning på fekale bakterier kontra antibiotikaresistente koliforme bakterier. De har undersøkt effekten av anaerob behandling (utråtning) av animalsk avfall og aerob behandling av svartvann mht. desimering av fekale koliforme bakterier, samt behandlingenes effekt på antibiotikaresistente koliforme bakterier (se Meckes, 1982). I studien inngikk to råtetanker og seks aktive slambehandlingsanlegg. Det ble tatt prøver av påslipp og effluent, og resultatene viste en reduksjon av fekale koliforme bakterier på 90 % ved anaerob behandling og 97 % ved aerob behandling. Selv om man ikke fant signifikant økning i prosentandel antibiotikaresistente bakterier etter noen av behandlingsformene, var det en økende tendens ved aerob behandling (aktiv slambehandling).

Redlinger m.fl. (2001) har undersøkt hygieniseringseffekten av uttørking (desikking). Tørrklosett kan være en praktisk løsning i områder med lite vann og utilstrekkelig drenerings- og rensanleggskapasitet. Tørrklosett vil i mange underutviklede land/regioner representere en vesentlig hygieniseringsgevinst, da alternativet ofte er latriner, et hull i bakken eller ingenting. I tillegg vil hygieniserte fekalier kunne brukes som gjødsel på stedet, noe som er kostnadsekstensivt. Studien omfatter undersøkelse av reduksjon i forekomst av fekale koliforme bakterier i 90 prefabrikkerte tørrklosett på grensen til Mexico. Avfallet ble samlet og analysert etter ca. 3 og 6 måneder, og undersøkt i hht. EPA-standard (USAs Environmental Protection Agency). Resultatene viste at bare 38,5 % av komposten oppnådde klasse A-standard etter 6 måneder. Hovedmekanismen for reduksjon av fekale koliforme bakterier viste seg å være desikking. Det var signifikant korrelasjon ($P=0,008$) mellom oppnådd klassifiseringsstandard og TS i komposten, hvor de tørreste prøvene hadde høyest hygienestandard. Sollyspåvirkning var kritisk (i positiv henseende) for oppnådd standard. Forsøkene ble utført med bare fekale koliforme bakterier som indikatororganisme, og det er nødvendig med ytterligere forsøk med mer tørkeresistente patogener før man kan trekke endelige konklusjoner.

Av teknisk interesse er utprøving av mikrofiltermembraner som erstatning for konvensjonell sedimentering i den biologiske delen av avløpsrensingen, utført av Kruger (2000). Han beskriver en ny metode for fjerning av patogener fra kommunalt avløpsvann med hjelp av mikrofiltermembraner. På denne måten kan den biologiske rensingen utføres med høyere biomassekonsentrasjon, samtidig som det gir en høyere renseseffekt og redusert slamproduksjon. Mikrofilter med porestørrelse $< 0,2 \mu\text{m}$ vil også fjerne virus (ikke bare bakterier), og pilotstudier viser at metoden gir en effluent som ikke har høyere patogenkonsentrasjon enn overflatevannet i miljøet.

4.3.1 Hygienisering av urin

Lagring er en effektiv måte å hygienisere kildeseparert humanurin. Grunnen til at dette fungerer er at nitrogen i fersk urin foreligger som urea (6-11 g/l i konsentrert urin) og vanligvis har pH 7. Under transporten i ledningssystemet kommer urea til å brytes ned til ammoniakk og koldioxid, hvilket gjør at løsningsens pH stiger til mellom 8,9 og 9,2 (Vinnerås m.fl. 1999). Ammoniakk er giftig for mikroorganismer og andelen NH_3 øker med økende temperatur, pH og konsentrasjon av NH_4^+ i løsningen. Kombinasjonen av økt pH og dannelsen av ammoniakk fører til at urinen blir hygienisert. Av de undersøkte indikatororganismene (enterokokker, termotolerante koliformer, klostridier, protozoer

(*Cryptosporidium*), rotavirus samt en salmonella phage (et virus som angriper bakterien salmonella), ble koliformene raskt inaktivert (dager til uker) mens enterokokkene ble inaktivert noe langsommere (uker til måneder) og de spordannende klostridiene ble ikke påvirket av lagringen. Protozoene ble inaktivert langsomt med en desimalreduksjon på 29 dager ved 4 °C. De to virusene var mest stabil, hvorav phagen var dobbelt så resistent som rotaviruset. Ved 5 °C var reduksjonen av virusenes levedyktighet marginalt men ved 20 °C ble 90 % av phagen inaktivert på 71 døgn og rotaviruset på drøyt halve den tiden. Fordi hygieniseringen er avhengig av temperatur, konsentrasjon og pH, ble det gjort et antall anbefalinger for lagring kontra anvendelsesområdet for urinen av Höglund (2001). Generelt må ammoniakkonsentrasjonen i urinen være høyere enn 1g/l og pH må over 8,8 for at lagring skal gi sikker hygienisering. I et godt fungerende urinseparerende avløpsystem oppfylles disse kravene med god margin.

Tabell 12. Forholdet mellom lagring, patogeninnhold og anbefalte bruksområder for større urinseparerende systemer (Höglund, 2001).

Lagringstemperatur	Lagringstid	Mulige patogener i urinløsningen	Anbefalt bruksområde
4 °C	≥1 måned	Virus, protozoer	Mat- og fôrvekster som foredles
4 °C	≥6 måneder	Virus	Matvekster som foredles samt fôrvekster
20 °C	≥1 måned	Virus	Matvekster som foredles samt fôrvekster
20 °C	≥6 måneder	Antakelig ingen	Alle vekster

For mindre systemer (f.eks. en familie som gjødsler sin egen vekst) er det ingen behov for lagring, under forutsetning av at urinen spres minst en måned før høsting.

4.3.2 Kjemisk hygienisering av fekalier

Det er ikke mulig å hygienisere fekalier på samme måte som urinen ettersom andelen ammoniakknitrogen i fekaliene er mye mindre. Men gjennom å tilsette urea (et vanlig nitrogengjødslingsmiddel) kan man heve ammoniakkinhold i fekaliene og dermed få en rask og godt fungerende hygienisering gjennom lagring. Vinnerås (2002) viste at innsats av 30 g ureanitrogen til fekalier som ble separert i et Aquatrons system, gav en rask hygienisering ved lagring på 20 °C. Innsatsen av urea gjorde at fekaliens pH innen en time økte fra knapt 8 til over 9,2. I undersøkelsen var de følgende indikatororganismene brukt: Enterokokker, termotolerante koliformer, klostridier, salmonella phage samt parasittmarken *Ascaris Suum*. De spordannende klostridiene ble ikke påvirket av behandlingen, men dette ikke representerer noen risiko for mennesker. Det er imidlertid visst at spordannende klostridier også overlever pasteurisering. Salmonellaphagen var den nest mest resistente organismen i disse studiene, men etter 50 dagers lagring etter ureatilsetningen, kunne ingen aktive phager detekteres i fekaliene. Dette gjør at desimalreduksjonen (D-verdien, altså betegnet T₉₀, dvs. tiden for 90 % reduksjon) for phagene var bare 7,5 dager, med en viss forsinkelse i begynnelsen av behandlingen før all urea hadde blitt omdannet til ammoniak. Dette tyder på at behandling med urea effektivt hygieniserer fekalier. Siden ammoniakken ikke nedbrytes under behandlingen, finnes det ingen risiko for gjenvekst eller kontaminasjon av materialet etter behandlingen. Ytterligere en fordel er at materialets gjødselverdi øker gjennom at andelen av veksttilgjengelig nitrogen øker kraftig.

4.4 Mulighet for forekomst og overføring av biologisk negativt virkende stoffer

I en normalpopulasjon i Norge vil human avføring og urin inneholde rester av antibiotika og hormoner, men også direkte biotoksiske stoffer som cellegift. I de tilfeller hvor slike medikamenter administreres til hospitaliserte pasienter, er det praktisk mulig å samle opp avføringen særskilt og uskadeliggjøre den før den eventuelt slippes ut i ordinært avløpsystem. I hvilken grad dette planlegges ved bygging og drifting av norske sykehus er et åpent spørsmål.

Imidlertid behandles svært mange mennesker i eget hjem. Hormoner som østrogen, progesteron, insulin og serotonin brukes av "friske" mennesker, og restene (metabolittene samt de ikke-metaboliserte delene av legemiddelet) skilles ut med avføring eller urin.

Kreftpasienter får også ofte cellegiftkur i hjemmet, eller de sendes hjem direkte etter avsluttet behandling, mens giften fremdeles er virksom i kroppen – og også skilles ut med avføring/urin. Dette er direkte dødelig våpen for miljøet, det er da også det som er cellegiftens virkemåte: Å drepe celler.

Disse biotoksiske stoffene kan antas å ha negativ innvirkning på mikroflora i biologiske renseanlegg, og også på fôr- og nyttevekster dersom de spres ved irrigasjon med effluent. Det er lite tilgjengelig kunnskap rundt spørsmålet, men Goddard (1999) beskriver et prosjekt omhandlende urin som vektor for miljøgifter i form av metabolitter, i dette tilfellet radioaktivt jod brukt til kreftbehandling. Det beskrives installering av et tanksystem i Oman, bygget for å forsinke og redusere utslippet av avløp fra Universitetsklinikkens avdeling (Qaboos) for skjoldbruskkjertelkreft terapi til renseanlegg. Systemet førte til en reduksjon i radioaktivt påslipp med en faktor på 530. Systemet gir en redusert strålebelastning for arbeiderne på renseanlegget, og en redusert miljøbelastning.

Overføring av antibiotikaresistens via avløpslam/kloakk til miljøet er en aktuell problemstilling. Som tidligere nevnt har Meckes m.fl. (1982) påvist at UV-bestråling fører til signifikant høyere prosentandel overlevende koliforme bakterier med resistens mot tetracyclin eller chloramphenicol. Morozzi m.fl. (1998) fant en tendens til økning i prosentandel antibiotikaresistente fekale koliforme bakterier ved aerob behandling av kommunalt avløpslam.

Szewzyk og Feuerpfeil (2000) gir en komprimert fremstilling av problemkomplekset rundt overføring av antibiotikaresistens. De peker bl.a. på at utvikling av motstandsdyktighet mot omgivelser og miljø er en naturlig biologisk prosess i evolusjonen, og at det ikke må betraktes som et antropogent fenomen. Videre fremhever de at det høye bakterieantallet i renseanlegg fremmer overføring av genetisk informasjon som for eksempel resistensgen, og derved gir nye kombinasjoner. Resistensgenbærere følger avløpsvannet fra renseanlegg ut i resipient, og overfører genet til omgivelsene. Det henvises til amerikanske studier hvor det er påvist at forekomsten av antibiotikaresistente bakterier i avløpsvann har steget betraktelig de siste 10 årene. Samtidig har forekomsten av multiresistente koliforme bakterier også steget. Den tyske studien viser at selv godt fungerende renseanlegg slipper ut effluent med sterkt økende innhold av antibiotikaresistente bakterier. Ut fra tyske forhold (hvor omsetningen av antibiotika både i human- og veterinærmedisin er vesentlig større pro capita enn i Norge), estimerer forfatterne konsentrasjon av antibiotika (altså det biologisk aktive stoffet) å være i størrelsesorden mg/l i blautgjødsel og µg/l i avløpsvann/overflatevann. Ved vanning av

overflatevekster med vann som er resipient for renseanlegg kan antibiotikaresistens overføres direkte til patogener som angriper mennesker/dyr per os.

4.5 Konklusjon

Ved resirkulering av human urin og/eller fekalier må hensynet til spredning av smittestoff/biotoksiske stoffer estimeres. Innholdet av slike stoffer kan ikke forventes å være høyere i en liten populasjon knyttet til et lokalt resirkulerende system enn den er i normalbefolkningen.

Urenset avløpsvann er en klar risikofaktor og må ikke brukes til irrigasjon.

Urin representerer ut fra generell medisinsk viten en vesentlig lavere hygieniserisiko enn fekalier, selv om ingen av de refererte artiklene bekrefter/avkrefter denne påstanden.

Urin kan også meget vel kontamineres av fekalier i toalettet, og vil da inneholde fekale tarmbakterier. Dette understøtter også behovet for lagring/hygienisering før spredning. Det høye ammoniakkinnholdet og den høye pH-verdien i urinen gir et miljø som vil virke negativt på eventuelle bakteriers overlevelse og regenereringsevne, og det er dette som muliggjør at urinen hygieniseres til høy sikkerhet gjennom lagring.

Fekaliefraaksjonen og svartvannfraksjonen må minst utsettes for samme hygienisering som slam ved et renseanlegg, og det må tas særskilt hensyn til de som arbeider med dette materialet. Dette kan f. eks. skje gjennom varmhigienisering eller gjennom lagring ved høy ammoniakkinnhold og høy pH.

Utarbeiding av hygieneregler for arbeid med disse fraksjonene er ingen uløselig oppgave, resirkulering av human avføring til egen jord i et definert boområde vil antagelig snarere støte på etiske motforestillinger enn uoverstigelige hygienebarrierer.

Medisinrester i humanurin og svartvann

5.1 Innledning

Vi har fått ny kunnskap om godt kjente miljøgifter (f.eks. DDT og PCB), og vet at de ligner hormoner og påvirker reproduksjonssystemet, til og med i veldig små konsentrasjoner. Dette har lært oss at stoff vi tidligere trodde var sikre, fordi de bare er til stede i sporkonsentrasjoner, likevel kan ha en skadelig og uventet effekt på naturen.

Inntil nylig var det lite oppmerksomhet rundt bruken av medisiner og deres virkning på miljøet. Medisiner er interessante fordi de er utviklet for å utøve en biologisk effekt. De er ofte fettløselige for å kunne gå gjennom (celle-)membraner. De er bestandige, slik at stoffet ikke blir inaktivt før det har en legende effekt, slik som andre skadelige miljøgifter. Slik har medisiner mange av egenskapene som er nødvendige for å bioakkumulere.

En del av medisinerne brukt av mennesker brytes ned i leveren. Derfor vil en stor del eksponeres som nedbrytningsprodukter i miljøet. Spørsmålet er om medisinrester og deres nedbrytningsprodukter kan utgjøre en miljøtrussel ved bruk av urin/svartvann som gjødsel. I denne sammenhengen er det viktig å se på hvor store doser medisiner som blir brukt av mennesker, og hvordan disse blir nedbrutt og skilt ut fra menneskekroppen. Samtidig er det viktig å se på konsekvensene disse utslippene kan ha for miljøet.

5.2 Forbruk/salg av medisiner i Norge

Forbruket av medisiner i Norge blir hvert år utgitt i rapporten "Legemiddelforbruket i Norge" (WHO, 2000). Denne rapporten tar for seg hvor mye som er solgt av hver medisintype i foregående år. Den tar utgangspunkt i antall døgndoser som blir solgt (se definisjon nedenfor) og ikke mengde.

Definert døgndose (DDD) er angitt gjennomsnittlig døgndose brukt ved preparatets hovedindikasjon hos voksne. Salgstall er angitt i DDD/1000 innbyggere × døgn:

$$\frac{\text{Samlet forbruk i DDD} \times 1000}{365 \times \text{antall innbyggere}}$$

Dette tallet gir et estimat av andelen av befolkningen i promille som får en bestemt medikamentell behandling. Et estimert forbruk av et legemiddel på 10 DDD/1000 innbyggere/døgn tilsvarer at 10 av 1 000 personer, dvs. at 1 % av befolkningen daglig bruker dette legemiddelet.

Omsetningen av legemidler med norsk markedsføringstillatelse fra legemiddelgrossist til apotek og sykehus økte med 8,6 % i 2000 og var på totalt 7,4 milliarder kroner (AIP). Det tilsvarer en utsalgspris på 11,4 milliarder kroner, kr 2 550,- pr. innbygger. Totalt har salget økt med 150 % i perioden 1990-2000, der den årlige økningen har variert fra 7-13 %. Økt forbruk målt i antall doser var 5 % i 2000. Årsak til økt forbruk av legemidler:

- Tilvekst av nye legemidler som brukes av pasientgrupper som tidligere ikke har fått adekvat medikamentell behandling.
- Økende befolkning over 45 år.
- Nyere forskningsresultater.

De mest solgte reseptfrie/reseptbelagte legemidlene i Norge per år 2000 er beskrevet i Tabellene 13 og 14.

SEQARABICTabell 13. Antall døgndoser av de mest solgte reseptfrie legemidlene i 2000.

Legemidler	Virkeområdet	Mill. DDD*
Natriumfluorid	Munn- og tannmiddel	71,50
Vit C	Vitaminer	44,60
Vit B kompl	Vitaminer	36,50
Paracetamol	Analgetika	27,40
Xylometazolin	Rhinologika	26,40
Laktulose	Laksantia	23,60
Vit E	Vitaminer	14,80
Folsyre	Middel mot anemi	14,10
Østriol	Kjønnehormoner	12,00
Ferrosulfat	Middel mot anemi	10,20

* Ca. 4,5 mill. innbyggere i Norge.

SEQARABICTabell 14. Antall døgndoser av de mest solgte reseptbelagte legemidlene i 2000.

Legemidler	Virkeområdet	Mill. DDD*
Acetylsalicylsyre	Antitrombiske midler	77,40
Simvastatin	Serumlipidsenkende midler	48,70
Levonorgestrel/østrogen	Kjønnehormoner	46,50
Furosemid	Diuretika	45,40
Amlodopin	Kalsiumantagonister	38,10
Enalapril	Virker på reninangiotensinsystemet	34,50
Atorvastatin	Serumlipidsenkende midler	34,40
Zopiklon	Psykoletika	28,70
Levotyroksinnatrium	Thyreoideterapi	27,50
Noretisteron + østrogen	Kjønnehormoner	25,80

* Ca. 4,5 mill. innbyggere i Norge.

De mest solgte legemiddelgruppene:

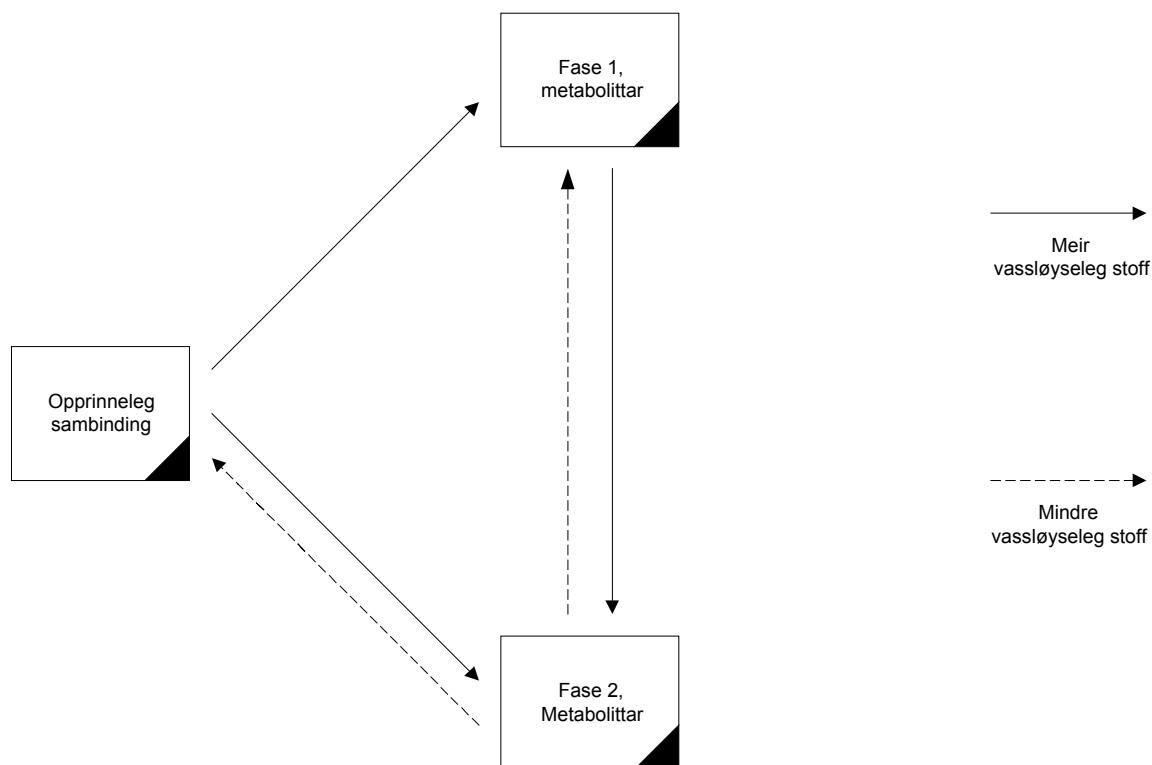
C – Hjerte og kretsløp:	458 mill. DDD	20,4%
N – Nervesystemet:	265 mill. DDD	19,9%
A – Fordøyelsesorgan og stoffskifte:	337 mill. DDD	12,1%
R – Respirasjonsorganer:	236 mill. DDD	11,9%

De viktigste medisinene når det gjelder biologiske avfallsbehandlingsprosesser er hormoner og antibiotika, og da er det spesielt hormonet østradiol (dette er et substans i mange prevensjonsmidler) og de antibiotiske stoffene penicillin, sulfonamider, vankomycin og kloramfenikol som er mye brukt/solgt.

5.3 Nedbrytning, ekskresjon og utskillelse

Legemidler blir absorbert i forskjellig utstrekning når det passerer gjennom mage-tarmkanalen. Alle absorberte substanser i legemidler skilles ut hovedsakelig i urinen. Det som ikke blir absorbert, skilles ut med avføringen.

50-90 % av medisinene som går gjennom kroppen blir enten delvis nedbrutt eller ikke nedbrutt i det hele tatt, og i noen sammenhenger kan delvis nedbrutte produkter gå tilbake til sin aktive form via kjemiske reaksjoner. Ifølge Halling-Sørensen m.fl. (1998) vil de fleste legemidler brytes ned til Fase 1- eller 2-nedbrytningsprodukter før de blir fjernet fra kroppen med urin og blir eksponert til miljøet (se Figur 5). Fase 1-reaksjoner består vanligvis av oksidasjon, reduksjon eller hydrolyse, og produktene er ofte mer reaktive og av og til mer giftige enn den opprinnelige medisinen. Fase 2-reaksjoner involverer konjugasjon, som vanligvis resulterer i inaktive forbindelser.



SEQARABICFigur 5. En oversikt over nedbrytningen av en opprinnelig forbindelse til Fase 1- og 2-metabolitter. Hele linjer indikerer en omdannelse til et mer vannløselig stoff. Stiplede linjer indikerer en omdannelse til et mindre vannløselig stoff (Halling-Sørensen m.fl., 1998).

Både Fase 1- og 2-reaksjoner endrer de fysisk-kjemiske egenskapene til forbindelsene. Nedbrytningen gjør alltid nedbrytningsproduktene mer vannløselige enn den opprinnelige forbindelsen. Det er derfor ikke bare den opprinnelige forbindelsen som er viktig for en risikoanalyse, men også hovednedbrytningsproduktene.

Ekskresjon og utskilling av medisiner skjer i en rekke organer, bl.a. lunger (gasslegemidler), gjennom huden (svette), galle, lever og nyrer. Nyrene er det viktigste utskillingsorganet for de fleste legemidler (spesielt vannløselige) og deres metabolitter, mens fettløselige midler ikke så lett slipper gjennom nyrene. Har man svikt i nyrefunksjon, kan det gi forsinket eliminering av legemidler, særlig for eldre og nyfødte. Tabell 15 viser hvilke organer medisinen skilles ut i.

Hormoner blir mye brukt bl.a. i prevensjonsmidler, for å motvirke klimakteriebesvær, i midler for vekstregulering, osv. Hormonene skilles ut i både urin og avføring. Mengde østradiol og østriol kan være høyere da de kan inngå i ulike østrogenkombinasjoner. Østrogen i form av østron (en metabolitt av østradiol) er lett nedbrytbart i slam. Stoffet er ganske toksisk for akvatiske organismer og for planter. De er biologisk aktive i lave konsentrasjoner og utslipp til kloakken er relativt små. Kjønnshormonene blir som regel skilt ut i en metabolisert form som fremdeles kan ha en viss hormonell aktivitet. Mikrobiologiske prosesser kan i noen

tilfeller reaktivere den utskilte formen til aktivt hormon eller endre virkningsspektrumet. Mange mikroorganismer har stor evne til å bryte ned steroid-hormoner. De vanligst brukte antibakterielle midlene er helt eller delvis av naturlig opprinnelse og forventes derfor å nedbrytes i naturen. Antibiotika hemmer bakterienes celleveggsyntese. Antibiotika skilles hovedsakelig ut i urin. Flere antibakterielle midler skilles til en viss grad ut i en antibakteriell aktiv form. Med toalettsystemer der urin, avføring eller slam blir spredd på åkermark kan rester fra antibakterielle midler påvirke markens mikroflora. I tillegg kan det også føre til risiko for smittespredning eller antibiotikaresistens.

I Tabell 15 er det også en oversikt over de mest brukte smertestillende og betennelsesdempende midlene (Analgetika). Analgetika er en stor gruppe som inneholder acetylsalisylsyre som er et benzosyrederivat, som er vanlig i naturen, og en antar at naturlige kilder dominerer. Analgetika brytes stort sett ned biologisk. Analgetika som paracetamol, acetylsalisylsyre, ibuprofen og østradiol er biologisk nedbrytbart. Det finnes ikke data på om andre legemidler er biologisk nedbrytbare. Paracetamol og acetylsalisylsyre (forekommer som salisylat i urin) er lett nedbrytbare i slam og har ikke særlig toksisk virkning på akvatiske organismer. Det finnes ikke toksisitetsdata for terrestriske organismer.

SEQARABIC

Tabell 15. Mengde solgt medisin i 2000, hvor medisinen blir skilt ut, i hvor stor grad og hvordan de metaboliseres.

STOFF		Ant. solgte DDD i 2000	Skilles hovedsakelig ut i	Mengde unedbrutt i aktiv form (%)	Metabolisme	Metaboliseres til
Hormoner:	Østradiol	9,78 mill.	Urin		Lever - Konjugering	Østriol, østron + konjugater
	Østriol	19,67 mill.	Urin og avføring		Lever - Konjugering	
Antibiotika:	Penicillin	11,55 mill.	Urin	50 – 70 i aktiv form		
	Sulfonamider	0,657 mill.	Urin, galle, avføring	90 urin	Lever - Acetylering	
	Vankomycin (2g)	9855	Urin	75		
	Kloramfenikol (3g)	6570	Urin og avføring	10	Lever og nyrer	
	Kloramfenikol (0,8ml)	2,79 mill.	Urin og avføring	10	Lever og nyrer	
Smerte- stillende betennelses- dempende midler:	Naproxen (0,5g)	11 mill.	Urin 95% 1-2% avføring	10	Dimetylering Konjugering	98-99% proteinbinding
	Ibuprofen (1,2g)	14,29 mill.	Urin 95% (halvparten i konjugert form) 5% avføring		Dimetylering Alkyl-oksidasjon	Inaktive metabolitter 99% proteinbinding
	Acetylsalisyl- syre	77,4 mill.	Avføring 1-5% nyrene		Hydrolyseres i blod og lever	
	Diklofenak (0,1g)	8,37 mill.	Urin 70%	<11	Fullstendig	
	Diklofenak komb.	3,28 mill.	Urin 70%	<11	Fullstendig	

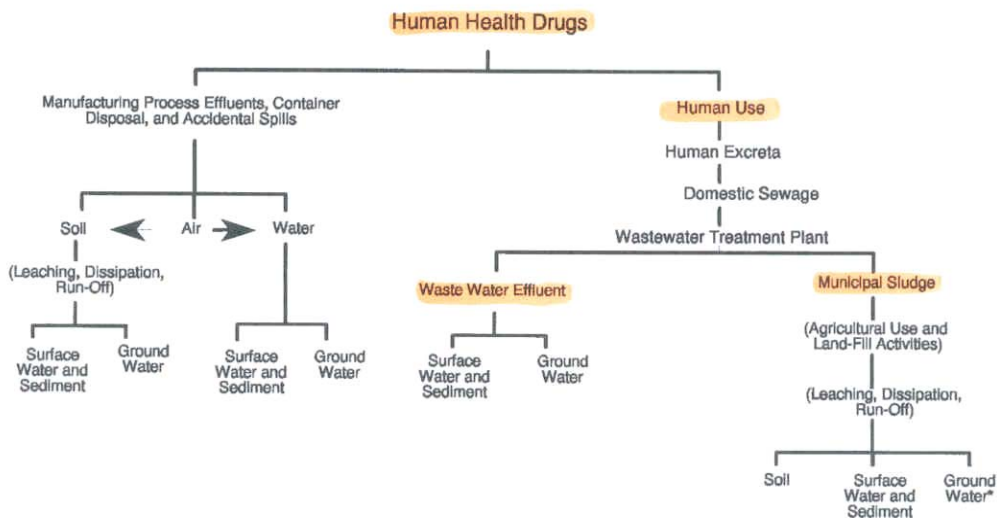
	Diklofenak (0,4ml)	0,23 mill.	Urin 70%	<11	Fullständig	
--	-----------------------	------------	----------	-----	-------------	--

Medisinrester i miljøet

Den årlige eksponeringen av utbredte medisiner kan være veldig stor. I dag vet vi lite om hva som skjer med medisinske substanser og hvilke effekter de har når de blir eksponert i miljøet. Etter at medisinen har hatt en indre legende effekt i menneskekroppen, vil den skilles ut gjennom urinen eller avføringen. Den er nå en blanding av uendrede substanser eller koblet sammen med et inaktiverende stoff, avhengig av det gjeldende stoffet. Metabolitter som stammer fra nedbrytningen av hormoner kan fremdeles ha en hormonell aktivitet i resipienten. De kan forstyrre naturlige endokrine systemer.

5.4.1 Spredningsveier

Medisin blir tilført naturen gjennom mange forskjellige spredningsveier. Ett eksempel er pasientbruk, deponering av brukt og ubrukt medisin, under produksjon, gjennom tilfeldige utslipp (se Figur 6).



Figur 6. Potensielle veier for eksponering av medisiner brukt av mennesker i miljøet (Velagaleti, 1997).

SEARABIC Metabolittene og andelen unedbrutt medisin som skilles ut fra menneskekroppen havner i avløpsystemet og videre til renseanlegget. Her er det tre mulige skjebner som venter medisinen (Halling-Sørensen m.fl., 1998):

1. Medisinen mineraliseres til karbondioksid og vann.
2. Medisinen er fettløselig og ikke så lett nedbrytbar, slik at deler av stoffet blir holdt tilbake i slammet.
3. Medisinen brytes ned til en mer vannløselig form av den opprinnelige fettløselige medisinen, men den er fremdeles bestandig og vil derfor passere avløpsrenseanlegget og ende opp i resipienten.

I renseanlegget vil innholdet av metabolitter og unedbrutt medisin bli redusert, men noe vil følge med utløpet til en resipient/overflatevann (elv, sjø el.) og underliggende sediment. Det vil samtidig ligge igjen en andel av metabolittene i slammet fra renseanlegget. Hvis slammet blir brukt på jordbruksområder, vil det være en kilde til forurensning av jord, overflatevann (avrenning) og grunnvann.

Medisin blir nedbrutt biologisk (biotransformasjon, mineralisering), ved hydrolyse og ved fotonedbrytning (kjemisk transformasjon). Disse prosessene skjer både i renseanlegget og i naturen. Biologisk nedbrytning skjer enten under aerobe forhold (under slike forhold kan

medisiner mineraliseres fullstendig til CO₂ og H₂O) eller under anaerobe forhold. Under anaerob nedbrytning er de følgende prosesser viktig: oksidasjon, oksidativ dealkylasjon, dekarboksylering, epoxidation, aromatisk hydroksylasjon, osv. Hydrolyse er en nøkkelreaksjon med organisk stoff med vann i akvatiske miljø.

Generelle nedbrytningsveier for medisiner (Velagaleti, 1997):

- Aerob biologisk nedbrytning i vann, slam, sediment, jord: renseanlegg
 - Delvis biotransformasjon (medisin → medisin + metabolitter).
 - Fullstendig biotransformasjon (medisin → metabolitter).
 - Delvis mineralisering (Delvis fjerning av medisinen) (medisin → medisin + metabolitter + CO₂).
 - Komplet mineralisering (fjerner all medisinen) (medisin → CO₂ + H₂O).
- Anaerob biologisk nedbrytning i vann, slam, sediment og jord: renseanlegg
 - Delvis biotransformasjon (delvis fjerning av medisin) (medisin → medisin + metabolitter + metan + CO₂).
 - Fullstendig biotransformasjon (delvis fjerning av medisin) (medisin → metabolitter + metan + CO₂).
- Hydrolyse:
 - Delvis kjemisk transformasjon i akvatiske miljø (medisin → medisin + nedbrytningsprodukter).
 - Fullstendig kjemisk transformasjon i akvatiske miljø (medisin → nedbrytningsprodukter).
- Akvatisk fotolyse:
 - Delvis lysrelatert kjemisk transformasjon i akvatisk miljø (medisin → medisin + nedbrytningsprodukter).
 - Fullstendig lysrelatert kjemisk transformasjon i akvatiske miljø (medisin → nedbrytningsprodukter).
 - Rask delvis eller fullstendig lysrelatert kjemisk transformasjon i akvatiske miljø (medisin → nedbrytningsprodukter).

5.4.2 Renseeffekter i avløpsrenseanlegg

Ternes (1998) har undersøkt 32 forskjellige medisiner fra 49 renseanlegg. Målinger var gjort på konsentrasjonene i råkloakken og i forskjellige avstander fra utløpet av renseanlegget. Resultatene viser at over 80 % av de 32 medisinene blir funnet igjen i utløpet fra minst ett av renseanleggene, og at konsentrasjonen endrer seg lite jo lenger en kommer fra renseanlegget (noe som tyder på stabiliteten av medisinkomponentene i miljøet). Konsentrasjonen avhenger av medisinenes farmakokinetiske oppførsel (dvs. halveringstid, ekskretorer som urin og avføring, metabolisme, osv.).

Figur 7 viser fjerning av forskjellige medisiner fra et renseanlegg. Ut fra den øvre grafen ser vi at renseseffekten i renseanlegget er ganske bra, men og varierende, mellom 7-96 %. Likevel er det grunn til å stille seg spørsmål om det er bra nok når vi har indikasjoner på at medisinrestene kan ha biologiske virkninger selv i små konsentrasjoner. Den nedre grafen viser prosentandelen av smertestillende midler som fjernes. Renseanleggets evne til å fjerne medisinene ble kraftig redusert mellom 3. og 6. dag pga. et nedbørstilfelle.

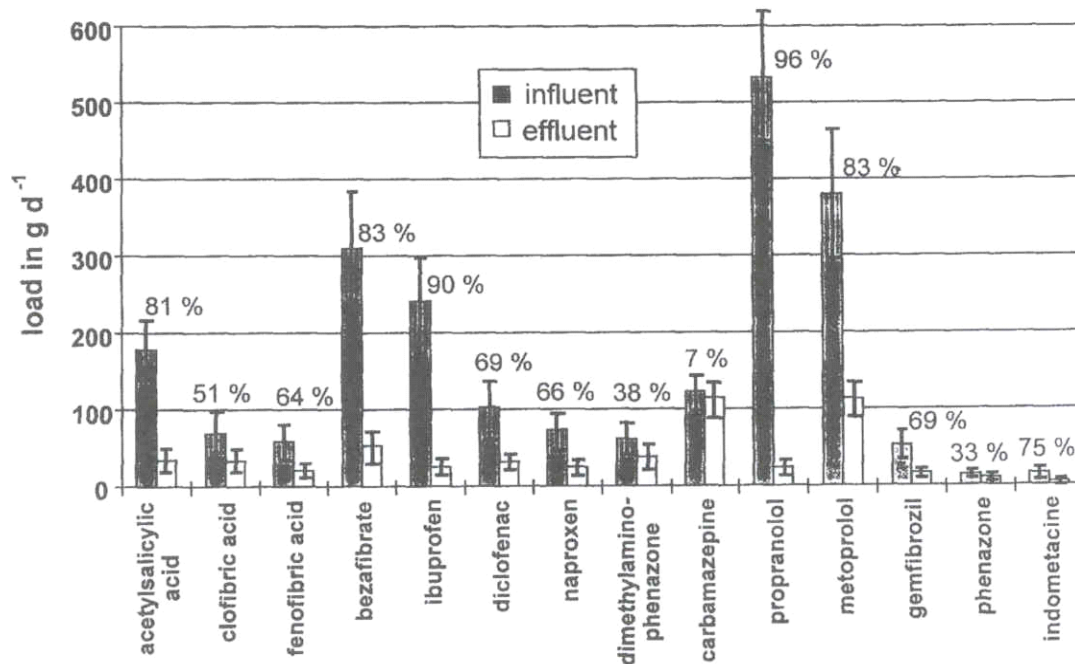


Fig. 1. Elimination of different drugs during passage through a municipal sewage treatment plant located near Frankfurt/Main over 6 d. Sampling periods, betablockers, β_2 -sympathomimetics 24.6.–30.6.97; antiphlogistics, lipid regulating agents: 28.1.–2.2.97; 24.5.–30.5.96; remaining drugs: 24.3.–29.3.97; 23.11.–30.11.97.

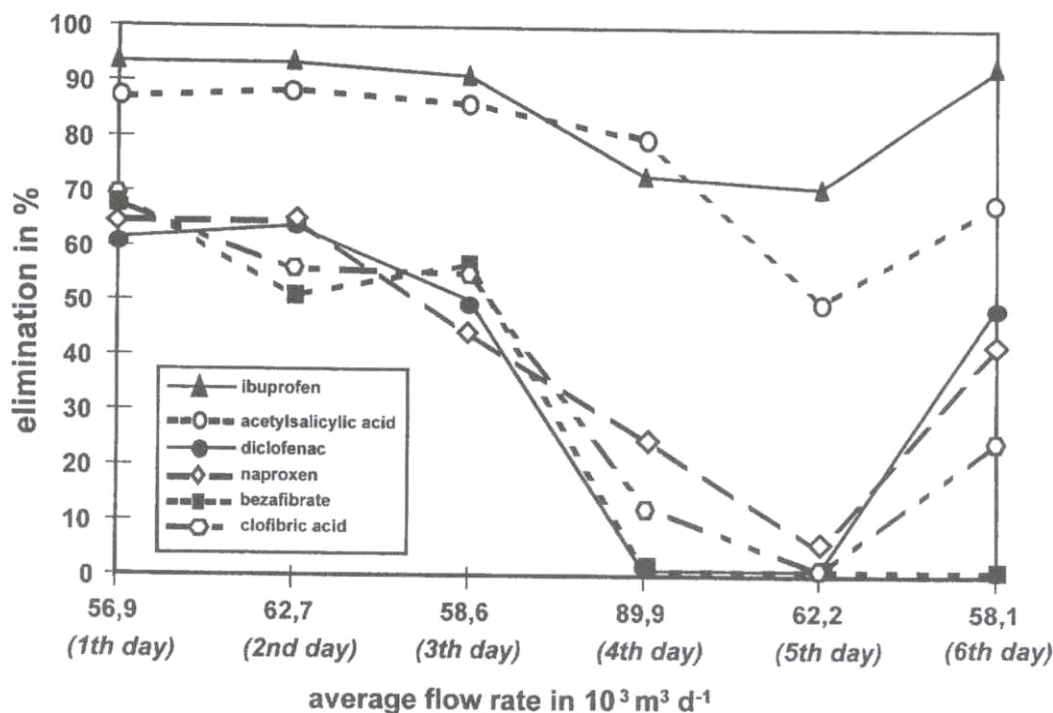


Fig. 2. Elimination of drugs during passage through a municipal sewage treatment plant near Frankfurt/Main over 6 d including a rainfall event: Sampling period, influents: May 24th to May 29th 1996, effluents: May 25th to May 30th 1996.

SEQARABICFigur 7. Fjerning av forskjellige medisiner fra et renseanlegg over en 6 døgnsperiode (Ternes, 1998).

Det er av betydning å se på hvilke nedbrytningsprosesser som skjer i et renseanlegg. En får da et visst innblikk i hvor medisinrestene blir nedbrutt og til hvilken form.

Nedbrytning i de ulike rensesstegene i ett avløpsrensaneanlegg:

- Risle-filter:
 - Aerob biologisk nedbrytning
 - Hydrolyse
 - Akvatisk fotolyse
- Aktive slam-luftetanker:
 - Aerob biologisk nedbrytning
 - Hydrolyse
 - Akvatisk fotolyse
- Anaerob slamreaktor:
 - Anaerob biologisk nedbrytning

5.4.3 Effekter i resipienten

Det er to grupper av medisiner som er spesielt viktige mht. å forårsake uønskede effekter i resipienter; antibiotika, som kan forårsake antibiotikaresistens i naturen, og hormoner, som kan forstyrre naturlige endokrine systemer:

5.4.3.1 Antibiotikaresistens

Levende organismer har en evne til å tilpasse seg omgivelsene - ”evolutionary adaption”. Antibiotika er f.eks. et kjemisk stoff som har den egenskapen å inhibere vekst eller ødelegge bakterier og andre mikroorganismer som forårsaker infeksjoner/sykdommer hos mennesker. Halling Sørensen m.fl. (1998) har studert resistente bakterier i avløpsvann fra sykehus og sammenlignet det med mengde resistente bakterier fra vanlige husholdninger, og funnet en større andel resistente bakterier i avløpsvannet fra sykehus. Det er også funnet en økt forekomst av antibiotikaresistente bakteriestammer i vann som påvirkes av urbane miljø i forhold til vassdrag i et ikke-påvirket miljø. (Halling-Sørensen m.fl., 1998).

5.4.3.2 Effekt av hormoner

Hormoner påvirker faunaen vår. Det er bl.a. funnet at EE₂ (ethinyloestradiol), et mye brukt syntetisk hormon i prevensjonsmiddel, er en potensiell trussel for fisk og sannsynligvis andre akvatiske organismer.

Østrogen har mange effekter på fisk, bl.a. utvikling av plomme og eggeskal, proteinproduksjon, gonade-differensiering, utvikling av annengrads kjønnskaraktistika, GnRH (Gonadotropin-Releasing Hormone) og utskillelse av gonadotropin (hormon som påvirker kjønnsdannelsen), østrogen-reseptorsyntese, feromon kommunikasjon, skjelettførmasjon og kalsiumlikevekt.

Larsson m.fl. (1999) foretok undersøkelser i et avløpsrensaneanlegg med både kjemisk og biologisk rensing, men ingen anaerob denitrifisering. Anlegget tok imot avløp fra 3 500 personer og ingen/lite industri. Prøver ble tatt i utløpet fra anlegget og i gallen hos regnbueørret som var utplassert nedstrøms utløpet.

Analyseresultat fra utløpet viste betydelige konsentrasjonsnivå av østrogensubstanser. Steroide østrogensubstanser var hovedsaklig i ikke-konjugert form. Siden mennesker skiller ut både naturlig østrogen og EE₂ i konjugert form, tyder disse resultatene på at

dekonjugasjonen (aktivering) skjer i avløpsanlegget og/eller at konjugatene blir raskt degraderte.

Gallen fra fisk nedstrøms anlegget inneholdt 10^4 - 10^6 ganger mer østrogensubstanser enn i vannet. Dette viser at eksponering av noen naturlige østrogener resulterer i akkumulasjon av dette stoffet. Effektene øker med økt dose og tid.

Mengde EE₂ inn på anlegget blir estimert til å være 3,5 mg/dag. Mengde i utløpet blir målt til å være 2,9 mg/dag. Det er tydelig at store mengder EE₂ ikke blir nedbrutt under oppholdstiden i renseanlegget. Denne lave mikrobielle nedbrytningen har også Tabak og Bunch (1970) rapportert om. Disse hormonsubstansene som ikke blir nedbrutt kan transporteres over lange distanser.

5.5 Metoder for påvisning av medisiner

Det er vanskelig å gjennomføre slike undersøkelser fordi det finnes mange typer medisiner som kan bidra med rester i avløp. Når konsentrasjonene i tillegg er små og det ikke er utviklet analysemetoder i større omfang til undersøkelser av medisiner, kan det være vanskelig å identifisere slike rester. En screening etter et bredere spekter av medisiner vil være vanskelig å gjennomføre og er kostnadsnivående. Derfor søker en vanligvis å oppspore de vanligste medisinene og de typene som brukerne av toalettene tar.

Utvelgelsen av medisinene som kan prøves identifisert i toalettavløp kan skje etter denne strategien:

1. Medisinen skal brukes av brukerne av toalettene.
2. Medisinen eller rester etter den skal skilles ut med urinen eller avføringen.
3. Det skal finnes analysemetoder som kan forventes å være brukelige i urin eller fekalier.
4. Konsentrasjonen skal antas å være så høy at den når over analysemetodens deteksjonsgrense.

I motsetning til mange organiske miljøgifter er medisiner stort sett hydrofile. Derfor er det nødvendig å forbehandle medisinene med fast-fase-ekstraksjon, men slik forbehandling fjerner ikke alt det organiske materialet som kan forstyrre analysene (Sedlak m.fl., 2000). Konvensjonelle metoder som GC/MS eller HPLC/MS er derfor ofte uegnet til å analysere medisiner og man bruker heller nye metoder som GC/MS/MS (Gas Chromatography – Tandem Mass Spectrometry). GC/MS/MS har vært brukt til å måle østrogen i avløpsvann til konsentrasjoner så lavt som 1 ng/l (Sedlak m.fl., 2000). Enda lavere deteksjonsgrenser er mulig med ELISA-teknikken (Enzyme-Linked Immunosorbent Assay) og Huang og Sedlak (2001) har målt østrogen på ca. 0,1 ng/l i avløpsvann og 0,05 ng/l i overflatevann.

I en pågående forskningsprosjekt om medisiner i akvatiske systemer bruker Sedlak (2002) GC/MS/MS for å kvantifisere smertestillende midler, som ibuprofen og naproxen, og HPLC/MS eller ELISA for å kvantifisere antibiotika.

5.6 Konklusjon

Mesteparten av medisinene blir skilt ut fra menneskekroppen med urinen, en mindre del med avføringen, i nedbrutt, delvis nedbrutt eller ikke nedbrutt form. Disse restene blir tilført naturen via avløpssystemet, overløp og ved deponering.

Det er to grupper av medisiner som er spesielt viktige mht. å forårsake uønskede miljøeffekter: antibiotika, som kan forårsake antibiotikaresistens i naturen, og hormoner, som kan forstyrre naturlige endokrine systemer.

Det er påvist at veldig små konsentrasjoner av medisinrester kan ha en målbar effekt på miljøet, f.eks. bioakkumulering og kjønnsforvirring i fisk. Negative effekter har hittil bare blitt påvist i akvatiske systemer.

Konvensjonell renseteknikk har en variabel effekt på fjerning av medisinrester. I et studie varierte renseeffekten på medisinrester i et renseanlegg mellom 7-96 % avhengig av medisintype.

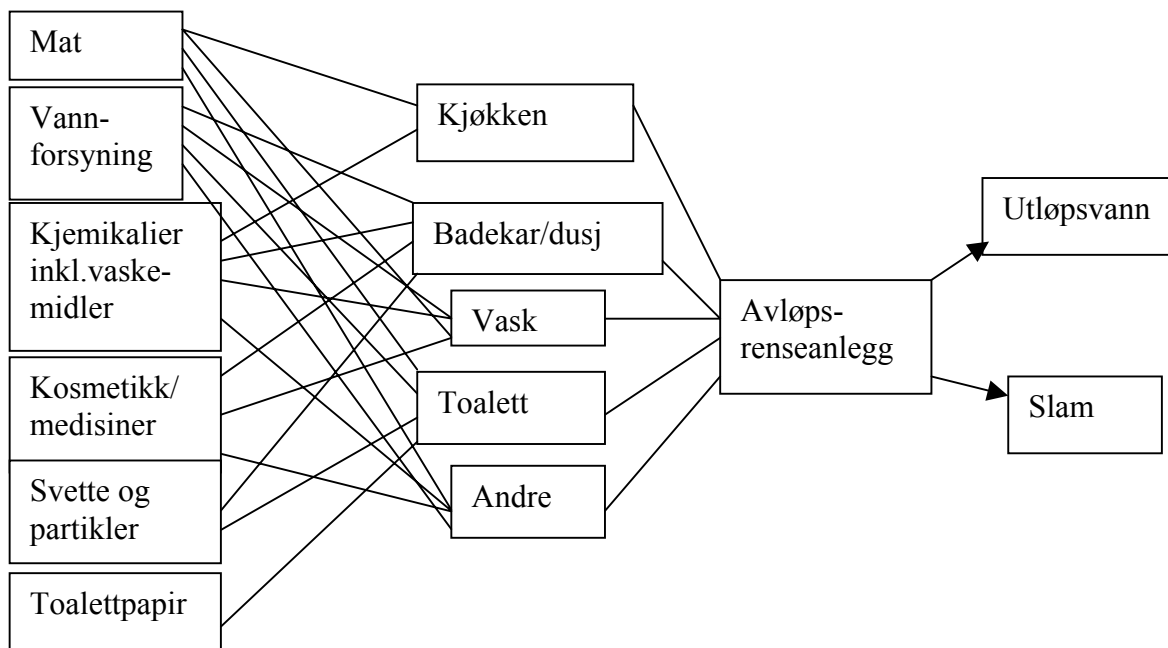
Det er behov for mer kunnskap om hvordan de ulike medisinene (spesielt antibiotika og hormoner) blir nedbrutt aerobt eller anaerobt, i renseanlegg, sediment, slam, overflatevann, grunnvann eller i jord. Det er særlig manglende kunnskap om medisinresters skjebne i terrestriske systemer.

6 Miljøgifter i kildeseparert urin og fekalier

6.1 Innledning

Statens forurensningstilsyn definerer miljøgifter som stoffer med en akutt eller kronisk giftighet for miljøet i lave konsentrasjoner, og som kan konsentreres i næringskjeder eller har en spesielt lav nedbrytbarhet (Mohn, 1999). Miljøgifter i avløpsvann består av spesielle typer organiske stoffer (såkalte organiske miljøgifter) og tungmetaller. Det finnes mange organiske miljøgifter, men hovedgruppene er nonyfenol og nonylfenoletoksilater, polyaromatiske hydrokarboner (PAH), kresoler, ftalater, lineære alkylbensensulfonater (LAS), polyklorinerte bifenyler (PCB), og klorofenoler. Det er kjent at husholdningene kan være en viktig kilde til en rekke tungmetaller og organiske miljøgifter som kan forurense avløpsvann (se Figur 8).

Statens forurensningstilsyn har gjort flere detaljerte studier av miljøgifter i avløpsvann og slam (Midttun og Sorteberg, 1997; Nesgård og Lima-Charles, 1998; Paulsrud m.fl., 1997; Systad, 1997), men få studier er gjort på kildeseparert husholdningsavløp. Kildeseparerende avløpsystemer gir muligheten til å kvantifisere miljøgifter i de ulike fraksjoner av husholdningsavløp og dermed vurdere om disse fraksjonene kan forurense jorda ved resirkulering til landbruk.



Figur 8. Mulige kilder til miljøgifter i husholdningen, etter Moriyama m.fl. (1989).

6.2 Urin

Størstedelen av næringsstoffer i avløpet fra husholdninger kommer fra urin, mens bare en liten del av konsumerte tungmetaller finnes i urin (5-15 %) (Vinnerås, 2001). Noen av de metallene som absorberes ved passasjen gjennom mage-tarm-systemet lagres i kroppen og resten, de metaller som ikke absorberes, utskilles hovedsakelig med fekaliene. For de fleste tungmetallene gjelder det at mindre enn 10 % av metallene i føden absorberes, men for

kobber gjelder at ca. 50 % av den mengden som tilføres ved maten blir absorbert (Naturvårdsverket, 1995). De ansett viktigste tungmetallene vi finner i ekskrementer er kadmium og kvikksølv.

Naturvårdsverket i Sverige gir sjablonverdier for tungmetaller i humanurin (Naturvårdsverket, 1995). Vinnerås (2002) har foreslått nye sjablonverdier pga. en generell reduksjon i mengden av noen tungmetaller i det svenske samfunnet som har betydning for inntak av tungmetaller i kosten (se Tabell 16). Vinnerås (2002) har undersøkt konsentrasjonene av tungmetaller i kildeseparert urin fra de to boligblokkene Ekoporten og Gerbers (se Tabell 16).

Tabell 16. Konsentrasjoner av tungmetaller i urin, mg/p og år.

	Ekoporten	Gerbers	Svenske sjablon	Foreslått nye sjablon
Cu	1 490	17,2	37	37
Cr	10,3	0,16	3,7	3,7
Ni	32,7	3,65	2,6	2,6
Zn	150	102	16,4	16,4
Pb	15,3	4,2	0,73	0,73
Cd	0,48	0,08	0,37	0,25
Hg	0,30	0,16	1,1	0,3

Mengden av tungmetaller i urin og fekalier er påvirket av konsentrasjonene som finnes i maten og noe variasjon er å forvente. Tungmetallkonsentrasjonene fra Ekoporten er lave men høyere enn forventet, antakelig pga. korrosjon av metallrør som kan frigi skadelige stoffer fra rørmateriale. Urinfraksjonen kan også ha blitt forurenset av vaskevann som tømmes i toalettene. Resultatene fra Gerbers er omtrent som forventet.

Det er ikke grunn til å anta at noen vesentlige mengder organiske miljøgifter skal finnes i urin siden mengden av miljøgifter som finnes i kosten bør være svært lav.

6.3 Fekalier

De metallene som ikke absorberes ved passasjen gjennom mage-tarm-systemet utskilles med fekalier. Utskilling av tungmetall via fekalier antas å være ca. 90 % av inntaket. Altså finnes mesteparten av tungmetallene fra matinntaket igjen i fekalie-fraksjonen (Naturvårdsverket, 1995). De svenske sjablonverdiene for tungmetaller i fekalier (Naturvårdsverket, 1995), forslaget til de nye sjablonverdiene og resultatene fra Ekoporten og Gerbers (Vinnerås, 2002) er presentert i Tabell 17.

Tabell 17. Konsentrasjoner av tungmetaller i fekalier, mg/p og år.

	Ekoporten	Gerbers	Svenske sjablon	Foreslått nye sjablon
Cu	1 060	628	400	400
Cr	68	47	7,3	7,3
Ni	110	81	27	27
Zn	4 860	16 900	3 900	3 900
Pb	460	13	7,3	7,3
Cd	6,4	5,7	3,7	3,7
Hg	2,8	3,2	23	3,3

Resultatene for Ekoporten er høyere enn forventet antakelig pga. forurensning fra vaskevann. Resultatene fra Gerbers er omtrent som forventet, men den høye sinkverdien er forårsaket av forurensning fra fekalienes sinkgalvaniserte nedfallsrør.

Som for urin er det ingenting som tyder på at fekalier skal være særlig forurenset med organiske miljøgifter.

6.4 Resirkulering til planteproduksjon

6.4.1 Tungmetaller

Tungmetaller brytes ikke ned i jorda, de kan bare fjernes fra jorda ved opptak i planter eller utlekking. Dermed er faren for oppkonsentrering til stede. For å beskytte jorda mot en langsiktig opplagring av metaller, må det tas hensyn til metallinnholdet i de produktene som tilføres jorda ved for eksempel gjødsling, kalking og bekjemping. I denne sammenheng er det også viktig å huske på at det finnes store regionale forskjeller i naturlige bakgrunnsverdier i jorda grunnet geologien. Det er for eksempel høyere innhold av tungmetall i jord fra områder med alunskifer (Mellum m.fl., 1997).

I Tabell 18 er mengdeverdiene av tungmetaller i fekalier (fra Vinnerås (2002) sitt sjablonforslag - se vedlegg, tabell V1) omregnet til mg/kg TS. Hvis disse verdiene er sammenlignet med tillatte verdier i "Forskrift om avløpsslam" (Sosial- og helsedepartementet, 1996), som også presenteres i Tabell 18, er det klart at tungmetallinnholdet i fekalier ligger godt under grenseverdiene. Siden urin inneholder mindre tungmetaller enn fekalier, er dette selvfølgelig også under grenseverdiene. Dessuten kommer tungmetallene i urin og fekalier hovedsakelig fra dyrket jord, via maten, og de gir derfor ingen nettobidrag til jordens tungmetallinnhold.

Tabell 18. Tungmetallkonsentrasjoner i fekalier (Vinnerås, 2002) sammenlignet med norske maksimalverdier (Sosial- og helsedepartementet, 1996) tillatt i slam (mg/kg TS).

Tungmetall	Konsentrasjon i fekalier	Tillatt maksimalinnhold på jordbruksareal	Tillatt maksimalinnhold på grøntareal
Cu	36,4	650	1 000
Cr	0,7	100	150
Ni	2,50	50	80
Zn	355	800	1 500
Pb	0,7	80	200
Cd	0,3	2	5
Hg	0,3	3	5

Kadmium anses som et kritisk metall og det mest betenkelige tungmetallet når det gjelder virkningen på matvarer. Kadmium er bioakkumulerende, og det diskuteres om kadmium er årsaken til beinskjørhet, nyresvikt og flere ulike kreftformer. Noen vekster tar opp betydelig mer kadmium enn andre, dette gjelder blant annet hvete. Ifølge Statistisk sentralbyrå (1999) var kadmium gjennomsnittet i konvensjonelt slam i 1999 på 0.96 mg/kg. Ved å kildeseparere avløpsvann kan mengden av kadmium og andre tungmetaller som føres til jorda være vesentlig lavere enn dette, ettersom ca. 75 % av kadmiumet kommer fra BOV-vannet.

Tabell 19 sammenligner konsentrasjonene av tungmetaller i konvensjonelt avløpsslam med kildeseparert svartvann fra studenthybelkomplekset Kaja i Ås. Det er klart at de fleste tungmetaller i svartvannet har en mye lavere konsentrasjon enn i avløpssvann. Svartvann er derfor godt egnet til bruk som gjødsel eller jordforbedringsmiddel i planteproduksjon.

Tabell 19. Gjennomsnittlig innhold av tungmetaller i avløpsslam (SFT-Fakta, 1996) sammenlignet med svartvann fra Kaja (Larsen, 2000).

	Cu	Cr	Ni	Zn	Pb	Cd	Hg
Avløpsslam, mg/kg TS	247	31	16	356	35	1,4	1,5
Svartvann, mg/kg TS	59,5	14,9	17,4	227	10,6	0,4	0,4

6.4.2 Organiske miljøgifter

I motsetning til tungmetaller brytes organiske miljøgifter ned av mikroorganismer i jorda med ulik nedbrytningshastighet. De stoffene som er ansett for å være de farligste er PCB, PAH og andre tungt nedbrytbare organiske forbindelser (SFT-Fakta, 1996). De forskjellige nedbrytningstidene, under aerobe eller anaerobe forhold, er beskrevet i Tabell 20.

Tabell 20. Generelt biologisk behandlingspotensiale av organiske miljøgifter (Paulsrud m.fl., 1997).

Organiske miljøgifter	Aerobe prosesser	Anaerobe prosesser
Dioksiner/furaner	Meget langsomt	Meget langsomt
PCB	Langsomt	Meget langsomt
PAH	Middels – rask	Langsomt
Nonylfenol	Rask – middels	Langsomt
Kresoler	Meget rask	Middels
Ftalater	Rask	Langsomt
LAS	Meget rask	Langsomt

Studier i felt og laboratorium har ikke kunnet påvise at organiske miljøgifter tas opp i vekster. Selv de teorier som finnes om hvordan disse stoffene bindes og transporteres i jord, avkrefter opptak av betydning for de mengdeverdier som forekommer i slam (Naturvårdsverket, 1993). Organiske miljøgifter tas ikke særlig raskt opp i planter siden de er lite vannløselige (Paulsrud m.fl., 1997). Felles for mange organiske miljøgifter er at de kan bindes til organisk materiale. Dersom det er lite organisk materiale i jord, kan noen bindes til leirpartikler (Rasmussen, pers. medd.). Binding gjør at plantene ikke tar opp de organiske miljøgiftene da de kan være fast bundet eller for store for opptak gjennom planterøttene (SFT-Fakta, 1997).

Undersøkelser utført i Sverige konkluderer med at husholdningenes bidrag til organiske forbindelser i avløpssvannet i enkelte tilfeller kan være av stor betydning, og at p-nonylfenol, di-(2-etylhexyl)ftalat, fenoler og kresoler så godt som alltid finnes i slam fra konvensjonelle anlegg. PAH-er finnes ifølge denne undersøkelsen fra Sverige også i de fleste slam, men som oftest i meget små mengder, ofte under grensene for deteksjon. PCB ble bare unntaksvis funnet igjen i konvensjonelt slam (Naturvårdsverket, 1993).

I Sverige er det anbefalt en grense for slamspredning på 1 tonn tørrstoff slam pr. hektar og år. Ut fra de mengdeverdier med miljøgifter som er funnet i konvensjonelt slam, innebærer dette

eksempelvis en spredning av 500 ng/m² og døgn med PAH og 30 ng/m² og døgn med PCB. Til sammenlikning skal det nevnes at tilførsel av disse to miljøgiftene gjennom atmosfærisk nedfall utgjør henholdsvis 1 000 ng/m² og døgn og 6 ng/m² og døgn (Naturvårdsverket, 1993).

Det er ikke funnet akkumulering av PAH eller kresoler i vekster, da disse stoffene brytes raskt ned i jord. Når det gjelder nonylfenol finnes det ingen klare resultater på om det bindes i jord eller ikke og noe vekstopptak av betydning har ikke blitt funnet. I alle fall er dette et stoff som er på veg ut av markedet og som i nevneverdige mengder ikke bør finnes igjen i urin eller fekalier. Ftalatene bindes derimot hardt i jord. De brytes ned med halveringstid på cirka et halvt år. PCB-forbindelsene er tungt nedbrytbare i jord. De har halveringstider på mellom 2 og 10 år, og det forekommer derfor en risiko for akkumulering av dette stoffet. Da PCB-forurensningene bindes svært hardt i jord, utgjør de derfor ingen risiko for vekstopptak eller utlekking (Naturvårdsverket, 1993). Heller ikke PCB-er bør kunne finnes igjen i nevneverdige mengder i urin eller fekalier.

6.5 Konklusjon

Kildeseparert urin og fekalier har et mye lavere innhold av tungmetaller enn avløpsvann som kommer inn på konvensjonelle anlegg. De er derfor godt egnet til bruk som gjødsel eller jordforbedringsmiddel i planteproduksjon.

Det er grunn til å tro at kildeseparerende løsninger for avløpsvann er mye mindre utsatt for forurensing med organiske miljøgifter enn konvensjonelle løsninger pga. sterkt redusert mulighet for kontaminering fra forurenset vaskevann, og pga. at mengden av miljøgifter som finnes i kosten og skilles ut i urin og fekalier antas å være svært lav.

Mens tungmetaller kan akkumuleres i jord og vekster, er det ingen bevis for at organiske miljøgifter tas opp i vekster. I jord bindes organiske miljøgifter til organisk materiale og leirpartikler der de brytes ned med forskjellig hastighet.

7 Konklusjoner

Resultatene viser at av de avfallsfraksjonene som er undersøkt er urin den mest næringsrike fraksjonen per volumenhet. Fekaliene inneholder mindre næringsstoffer, og organisk husholdningsavfall er den minste næringsrike fraksjonen.

Urin inneholder lite organisk materiale mens 40-80 % av tørrstoffet i svartvann kan være organisk materiale. Det finnes relativt lite data for organisk materiale i svartvann, og dataene som er tilgjengelige er varierende.

Humanurin er godt egnet som gjødselsmiddel. I feltforsøk gav urin vesentlig bedre kornavling enn ugjødslete vekster, og nesten like bra (ca. 90 %) avling som med den samme mengde nitrogen i form av kunstgjødsel.

Svartvann er potensielt et velegnet gjødsel- og jordforbedringsmiddel pga. av sitt innhold av plantenæringsstoffer. Det er imidlertid lite vitenskapelig dokumentasjon om agronomiske effekter ved bruk av svartvann. Siden største delen av næringsstoffene kommer fra urin, bør den være relativt lik urin.

Urin representerer en vesentlig lavere hygienerisiko enn fekalier, men har også et behov for hygienisering før spredning. Hygieniseringen skjer lettest gjennom avskilt lagring. Fekaliefraksjonen må minst utsettes for samme hygienisering som slam ved et renseanlegg. Dette innebærer at hygienisering bør skje via en varmeopprosess eller via kjemiske metoder, f.eks. ved hjelp av urea og kalk.

Det er påvist at veldig små konsentrasjoner av medisinrester i avløpsvann kan ha en målbar effekt på vannmiljøet, f.eks. bioakkumulering og kjønnsforvirring i fisk. Det er imidlertid uklart hvor stor konsentrasjon som er nødvendig for å skape risiko for mennesker.

Studiene som er gjort på effektene av medisinrester i miljøet er basert på akvatiske systemer. Det er svært lite kunnskap om skjebnen til medisinrester i terrestriske systemer.

Kildeseparert urin og fekalier bidrar med bare en mindre del av tungmetallinnholdet i konvensjonelt avløpsvann (<15 %, for Cd dog 20 %, Zn 50 % og Hg 70 %). Dette viser at kildesortering av kloakk kan være viktig for å oppnå en god gjødselkvalitet.

Det er god grunn til å tro at kildeseparerende løsninger for avløpsvann er mindre utsatt for forurensing med organiske miljøgifter enn konvensjonelle løsninger. Det finnes imidlertid ingen studier som bekrefter dette.

Referanser

Aquatic Toxicology, Vol. 45, pp. 91-97. Behavior of pharmaceutical drugs (human and animal health) in the environment.

Bleich, U., Kahlert, A. og Nehr Korn, A. 1992. Bacteriologic and virologic studies on waste water ponds. Zentralblatt hygienischer Umweltmedizin. 192(6):559-64.

Blom, A. 2001. Utvärdering av ekologisk hållbarhet för toalettsystem på koloniområden i Lund. Meddelanden 2001:01. Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Christensen m.fl. 2001. Development of a Nordic system for evaluating the sanitary quality of compost. NMR TemaNord 2001:550.

Cottis, T. 2000. Kildesortert humanurin – god gjødsel, god økologi? I Økologisk landbruk – Innovasjon 2000. Høgskolen i Hedmark, Rapport nr. 7-2000, pp. 91-102.

Ek Lind, Y., Beck-Friis, B., Bengtsson, S., Ejlertsson, J., Kirchmann, H., Mathisen, B., Nordkvist, E., Sonesson, U., Svensson, B.H. og Torstensson, L. 1997. Chemical characterization of source-separated organic household wastes. Swedish J. agric. Res. 27:167-178.

Eltun, R. 1996. The Apelsvoll cropping system experiment III. Yield and grain quality of cereals. Norw. J. agric. Sci. 10:7-22.

Goddard, C. 1999. The use of delay tanks in the management of radioactive waste from thyroid therapy. Nuclear Medicine Communications. 20(1):85-94.

Habbari K., Tifnouti A., Bitton G. og Mandil A. 2000a. Helminthic infections associated with the use of raw wastewater for agricultural purposes in Beni Mellal, Morocco. East Mediterranean Health Journal. Sep; 5(5):912-21.

Habbari, K., Tifnouti, A., Bitton, G. og Mandil, A. 2000b. Geohelminthic infections associated with raw wastewater reuse for agricultural purposes in Beni-mellal, Morocco. Parasitology International. Jan; 48(3):249-54.

Habbari, K., Tifnouti, A., Bitton, G. og Mandil, A. 2000c. Intestinal parasitosis and environmental pollution: 1343 pediatric cases In Beni-Mellal, Morocco. Tunisian Medical. Feb; 78(2):109-14.

Halling-Sørensen, B., Nors Nielsen, S., Lanzky, P.F., Ingerslev, F., Holten Luthøft, H.C. og Jørgensen, S.E. 1998; Occurrence, Fate and Effects of Pharmaceutical Substances in the Environment – A Review. Chemosphere, 36(2): 357-393.

Haraldsen, T.K., Asdal, Å., Grasdalen, C., Nesheim, L. og Ugland, T.N. 2000. Nutrient balances and yields during conversion from conventional to organic cropping systems on silt loam and clay soils in Norway. Biol. Agric. Hortic. 17:229-246.

- Huang, C.H. og Sedlak, D.L. 2001. Analysis of estrogenic hormones in municipal wastewater effluent and surface water using enzyme-linked immunosorbent assay and gas chromatography/tandem mass spectrometry. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 20(1):1333-139.
- Höglund C. 2001. Evaluation of Microbial Health Risks Associated with the Reuse of Source-Separated Human Urine. PhD thesis. Royal Institute of Technology (KTH), Stockholm.
- Iske, U., Nelle, T., Oberg, C., Rudolph, K.U. og Zander-Hauck, S. 1996. Hygienic, chemical and ecotoxicological aspects of the disinfection of biologically treated waste water by ozone and UV-light. *Zentralblatt für Hygiene und Umweltmedizin*. 198(3): 226-40.
- Jenssen, P.D. og Etnier, C. 1997. Ecological engineering for wastewater and organic waste treatment in urban areas – an overview. I: Mellitzer m.fl. *Water Saving Strategies in Urban Renewal*. Dietrich Reimer Verlag. Berlin. pp.51-60.
- Johansson, M., Jönsson, H. og Höglund, C. 1998. Urinsortering – en del av framtidens avloppssystem? *Gröna fakta* nr. 7-1998. Movium-sekretariatet, SLU, Alnarp.
- Jönsson, H., Burström, A. og Svensson, J. 1998. Matning på två urinsorteandeavloppssystem. Rapport 228. Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Jönsson, H., Stenström, T. A., Svensson, J. og Sundin, A. 1997. Source separated urine – Nutrient and heavy metal content, water saving and faecal contamination. *Water Science and Technology*. 35(9):145-152.
- Jönsson, H., Vinnerås, B., Höglund, C. og Stenström, T.A. 1999. Source separation of urine. *Wasser & Boden*. 51(11):21-25.
- Kruger, U. 2000. Membrane-supported biological wastewater treatment. *Schriftenreihe des Vereins für Boden-, Wasser- und Lufthygiene*. 105:319-24.
- Larsen, E.H. 2000. Kretsløpsbasert renseteknologi. Oppfølging av et fullskalaanlegg for kildeseparering med vekt på rensing av gråvann. Hovedoppgåve ved Institutt for tekniske fag, NLH, Ås.
- Larsson, D.G.J., Adolfsson-Erici, M., Parkkonen, J., Pettersson, M., Berg, A.H., Olsson, P.E. og Förllin, L. 1999. Ethinylloestradiol (EE₂) – an undesired fish contraceptive? *Aq. Tox.* 45:91-97.
- Lindgren, M. 1999. Urinsorterande toaletter - Rensning av stopp samt oppsamling och attityder. *Meddelanden* 99:05. Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Loader, C.A., Garland, J.L., Levine, L.H., Cook, K.L., Mackowiak, C.L. og Viv, H.R. 1999. Direct recycling of human water into hydroponic plant growth systems. *Life Support Biosphere Science*. 6(2):141-52.
- Meckes, M.G. 1982. Effect of UV light disinfection on antibiotic-resistant coliform wastewater effluents. *Applied and Environmental Microbiology*. 43(2):371-7.

Mellum, H. K., Arnesen, A.K. og Singh, B.R. 1997. Tungmetaller i matvekster dyrket i alunskiferjord. Fagnytt nr. 2. Institutt for jord- og vannfag, Norges landbrukshøgskole, Ås.

Midttun, I. og Sorteberg, S. 1997. Kilder til miljøgifter i kommunalt avløp og slam – litteraturstudie. SFT-Rapport 97:07. TA-nummer 1418/1997. 105 s.

Mohn, H. 1999. Organiske miljøgifter i avløpsvann og slam – en introduksjon. Artikkel i fagtidsskriftet Vann nr. 4, 1999.

Moriyama, K. Mori, T. Arayashiki, H. Saito, H. og Chino, M. 1989. The amount of heavy metals derived from domestic wastewater. *Wat. Sci. Tech.* 21, 1913-1916.

Morozzi, G., Sportolari, R., Caldini, G., Cenci, G. og Morosi, A. 1998. The effect of anaerobic and aerobic wastewater treatment of faecal coliforms and antibiotic-resistant faecal coliforms. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene.* 185(4-5):340-9.

Müller, H.E. 1985. Hygienic aspects of agricultural land application of wastewater and sewage sludge. *Naturwissenschaften.* 72(5):238-48.

Naturvårdsverket. 1993. Renare slam. Åtgärder for kommunala avloppsreningsverk. Rapport nr. 4251. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 1995. Vad innehåller avlopp från hushåll? – Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad-, og dusjvatten. Rapport nr. 4425. Naturvårdsverket, Stockholm.

Nesgård, B.S. og Lima-Charles, M. 1998. Kilder til organiske miljøgifter i kommunalt avløpsvann – bidrag fra husholdninger. SFT-Rapport 98:23. TA-nr. 1590.

Norsk landbrukssamvirke. 2002. Aktuelle tall i landbruket, tabell 24.
<http://for.landbruk.no/statistikk/>

Ono, K., Tsuji, H., Rai, S.K., Yamamoto, A., Masuda, K., Endo, T., Hotta, H., Kawamura, T. og Uga, S. 2001. Contamination of River Water by *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Western Japan. *Applied and Environmental Microbiology.* 67(9):3832-36.

Paulsrud, B., Nedland, K.T. og Wien, A. 1997. Organiske miljøgifter i norsk avløpsslam. Rapport 97:25. Statens forurensningstilsyn. TA-nr. 1472/1997.

Redlinger, T., Graham, J., Corella-Barud, V. og Avitia, R. 2001. Applied and Survival of Fecal Coliforms in Dry-composting Toilets. *Environmental Microbiology.* 67(9):4036-40.

Robertson og Gjerd. 2000. Forekomst av *Cryptosporidium*-oocyster og *Giardia*-cyster i 147 norske drikkevannskilder. SNT-rapport 6-2000.

Schlosser, O., Grall, D. og Laurenceau, M.N. 1999. Intestinal parasite carriage in workers exposed to sewage. *European Journal of Epidemiology.* 15(3):261-5.

Sedlak, D.L., Gray, J.L. og Pinkston, K.E. 2000. Understanding microcontaminants in recycled water. *Environmental Science and Technology (Feature)*. 34(23):508 A – 515 A.

Sedlak, D.L. 2002. Ongoing projects: Pharmaceutically-active compounds in aquatic systems. http://www.ce.berkeley.edu/~sedlak/research_2.php

SFT-Fakta. 1996. Avløpsslam og miljøgifter. Nr. 1 - februar.

SFT-Fakta. 1997. Avløpsslam og kompost er trygge ressurser. Nr. 4 – september.

Sinton, L.W., Finlay, R.K. og Lynch, P.A. 1999. Sunlight inactivation of fecal bacteriophages and bacteria in sewage-polluted sea water. *Applied and Environmental Microbiology*. 65(8):3605-13.

Skjelhaugen, O.J. og Sæther, T. 1999. A case of a single house installation for source sorting the wastewater. In: Klöve, B., Etnier, C., Jenssen, P., Maehlum, T. (Eds.). *Proceedings of the 4th International Conference: Managing the Wastewater Resource – Ecological Engineering for Wastewater treatment*. Ås, Norway. June 7-11, 1999.

Sosial- og helsedepartementet. 1996. Forskrift om avløpsslam. 2 januar 1995 med endringer av 27. september 1996.

Statistisk sentralbyrå. 1999. Innhold av tungmetall og næringsstoff i slam 1999. Internettadresse: www.ssb.no.

Stenström, T.A. og Carlander, A. 1999. Mikrobiella risker för smittspridning och sjukdomsfall – slamspridning och behandling. Rapport 5039. Naturvårdsverket, Stockholm.

Stintzing, A.R. og Rodhe, L. 2000. Humanurin som gödselmedel i vårsäd. *Teknik för Lantbruket*, nr. 84. Institutet för jordbruks- och miljöteknik, Uppsala.

Stortingsmelding nr. 19 (1999-2000). Om norsk landbruk og matproduksjon. <http://odin.dep.no/ld/norsk/publ/stmeld/>

Systad, I.M. 1997. Kilder til tungmetall i kommunalt avløpsvann. Bidrag fra husholdning. SFT-Rapport 97:28. TA-nr. 1476. 58 s.

Szewzyk, R. og Feuerpfeil, I. 2000. Antibiotikaresistenzen in der Umwelt. *Schriftenreihe des Vereins für Boden-, Wasser- und Lufthygiene*. 106:59-62.

Sæther, T. 1996. Behandling av matavfall og avløpsslam i våt form. *Teknikkonferansen 1996*, ITF-trykk 24/1996, NLH, Ås.

Tabak, H. og Bunch, R. 1970. Steroid hormones as Water Pollutants: I. Metabolism of natural and synthetic ovulation-inhibiting hormones by microorganisms of activated sludge and primary settled sewage. *Developments in Industrial Microbiology*. 11:367-376.

Terakawa og Kitawaki. 1994. Nightsoil and Gray Water Management in Japan: Part I, Historical Development (Summary). *INTEP Newsletter No. 5*. International Environmental Planning Center, Department of Urban Engineering, the University of Tokyo, Japan.

Ternes, T.A. 1998. Occurrence of Drugs in German Sewage Treatment Plants and Rivers. *Water Res.* 32(11):3245-3260.

Velagaleti, R. 1997. Drugs Are Accumulating in Sewage Sludge, Surface Waters, and Drinking Water. *Drug Information Journal.* 31:715-722.

Vinnerås, B. 1998. Källsorterad humanurin – skitning och sedimentering samt uppsamlad mängd och sammansättning. Rapport nr. 98:05. Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Vinnerås, B., Höglund, C., Jönsson, H. og Stenström, T.A. 1999. Characterisation of sludge in urine separating sewerage systems. In: Klöve, B., Etnier, C., Jenssen, P., Maehlum, T. (Eds.). *Proceedings of the 4th International Conference: Managing the Wastewater Resource – Ecological Engineering for Wastewater treatment.* Ås, Norway. June 7-11, 1999.

Vinnerås, B. 2001. Faecal separation and urine diversion for nutrient management of household biodegradable waste and wastewater. Rapport 244. Institutionen för lantbruksteknik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.

Vinnerås, B. 2002. Possibilities for sustainable nutrient recycling by faecal separation combined with urine diversion. *Agraria 353 – Doctoral thesis.* Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.

Warberg, K.H. 2000. Hygienisering av kompost – et nordisk fullskalaprojekt. *Norsk Veterinærtidsskrift* 2000/12.

Warberg, K.H. 2001. Kompost bør klassifiseres etter hygienestandard. *Norsk Veterinærtidsskrift* 2001/7.

WCED. 1987. *Our common future.* World Commission on Environment and Development.

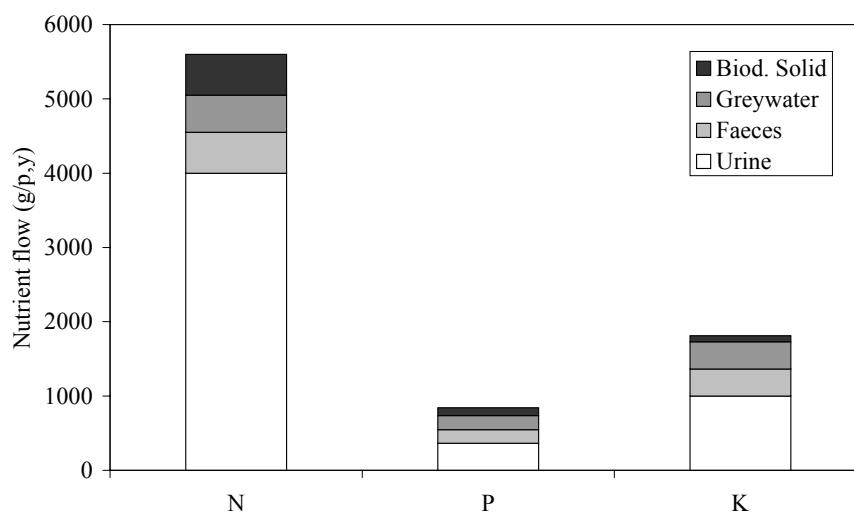
WHO. 2000. *Legemiddelforbruket i Norge 1996-2000.* WHO Collaborating Centre for Drug Statistics Methodology.

Wrisberg, S., Eilersen, A.M., Balslev Nielsen, S., Dalsgaard, A., Magid, J. og Henze. 2001. Tema 3: Recirkulering af næringsstoffer fra by til land. Vurdering af muligheder og begrænsninger for recirkulering af næringsstoff fra by til land. I: *Aktionsplanen til fremme af økologisk byfornyelse og spildevandsrensning.* Institutt for Jordbrugsvitenskab, Miljø og Resourser og Institut for veterinær mikrobiologi. Den kgl. veterinær og landbohøjskole, København.

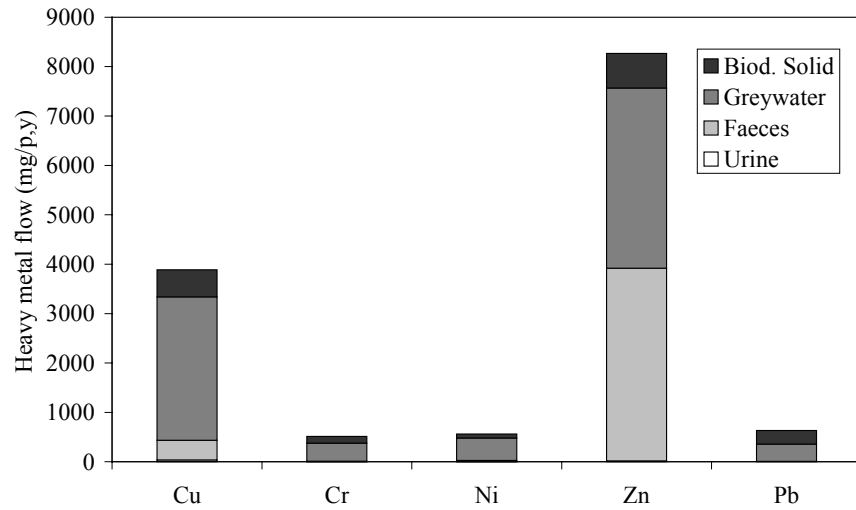
Vedlegg: Tabell og figurer for sjablonverdier (fra Vinnerås, 2002)

Tabell V1, Sjablonverdier for kildeseparert avløpsvann og organisk husholdningsavfall (per person og år). Foreslåtte forendringer er gitt i fettskrift.

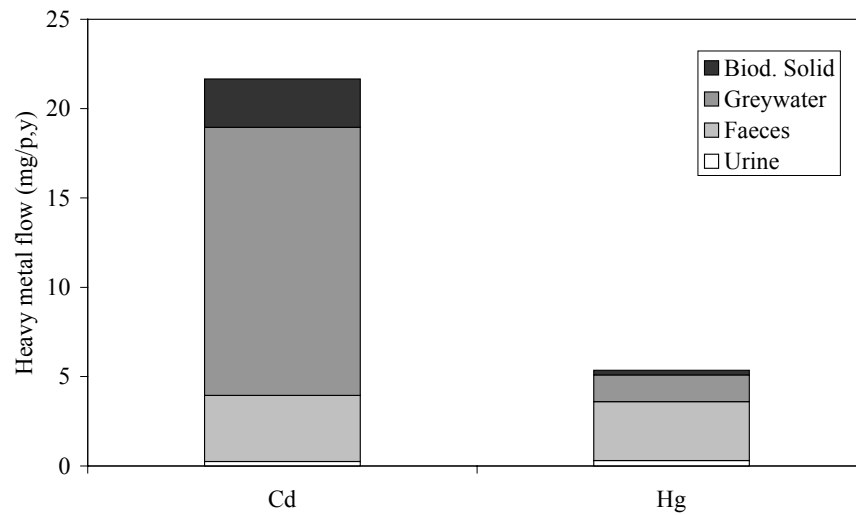
		Urin	Fekalier	Toalett- papir	Gråvann	Organisk husholdningsavfall
Våtmasse	Kg	550	51,5	8,9	36 500	80,3
Tørrmasse	Kg	21	11	8,5	20	27,5
BOD ₇	g	-	-	-	9 500	-
COD	g	-	-	-	19 000	-
N	g	4 000	550		500	550
P	g	365	183		190	104
K	g	1 000	365		365	82
Cu	mg	37	400		2 900	549
Cr	mg	3,7	7,3		365	137
Ni	mg	2,6	27		450	82,3
Zn	mg	16,4	3900		3 650	700
Pb	mg	0,73	7,3		350	275
Cd	mg	0,25	3,7		15	2,7
Hg	mg	0,30	3,3		1,5	0,25



Figur V1. Innholdet av nitrogen (N), fosfor (P) og kalium (K) i organisk husholdningsavfall (Biod. Solid) og kildeseparert avløpsvann.



Figur V2. Innholdet av tungmetallene Cu, Cr, Zn, Ni og Pb i organisk husholdningsavfall (Biod. Solid) og kildeseparert avløpsvann.



Figur V3. Innholdet av tungmetallene Cd og Hg i organisk husholdningsavfall (Biod. Solid) og kildeseparert avløpsvann.