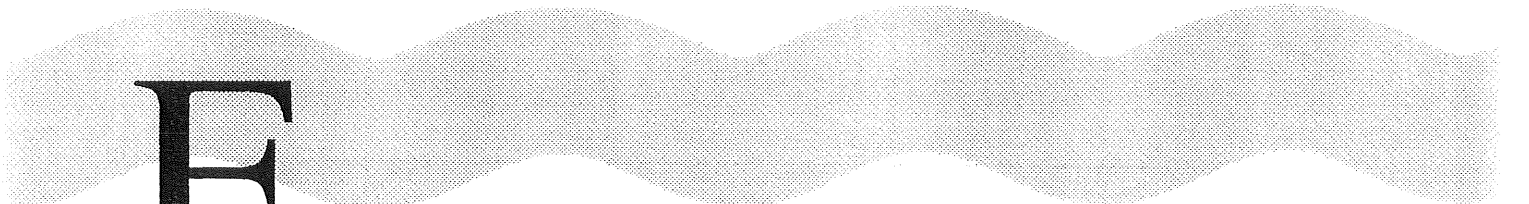




CHALMERS TEKNISKA HÖGSKOLA
Institutionen för vattenförsörjnings- och avloppsteknik
412 96 GÖTEBORG
Tel 031 - 772 10 00

Nyckelord:: **avloppssystem**
kretsloppsanpassning
behandlingsmetoder
miljökonsekvensbeskrivning
användarvänlighet

A decorative wavy line with a textured, stippled appearance, spanning the width of the page.

EXAMENSARBETE / Ledningsteknik

Ekologiska VA-system i Hestra Parkstad, Borås

ULRIKA LUNDBERG

Examensarbete 1997:5

FÖRORD

Syftet med detta examensarbete har varit att utreda möjligheterna att införa ekologiska lokala VA-system i Hestra parkstad i Borås samt att undersöka vilka system som är lämpligast att välja där. För att kunna föreslå lämpliga lösningar har först en omfattande litteraturstudie gjorts som sammanställts i en bilagedel.

Bilagedelen i detta arbete ger en bra översikt över olika VA-system samt dess för- och nackdelar. Denna del kan utgöra en bra grund då man önskar sätta sig in i diverse frågeställningar rörande ekologiska VA-system.

Jag vill tacka alla som gjort det möjligt för mig att genomföra detta examensarbete.

Jag vill främst tacka min handledare Gilbert Svensson samt de företag som varit knutna till projektet. Ett stort tack till Bertil Jonsson och Ann-Marie Andersson på Stadsbyggnadskontoret i Borås. Dessutom vill jag tacka Lars Serrander på Fristad Bygg samt berörda parter på miljöskyddskontoret och NCC i Borås. De personer som här nämnts har alla bidragit med vägledning och goda råd under arbetets gång.

Jag vill även tacka Hans Björkman och Göran Wallgren på VBB Viak i Vänersborg för värdefull hjälp.

Göteborg, maj 1997



Ulrika Lundberg

ABSTRACT

In a project called "Byggutmaningen" in the city of Borås, an expansion of 70 houses is planned. The houses will be situated in an area called Hestra Parkstad in the city of Borås. The houses are divided into 5 groups of houses (A-E), of which 2 groups are planned to be equipped with local ecological water and wastewater systems. Housing area A will be built by one contractor, NCC, while area D will be built by another contractor, Fristad Bygg. This report aims to investigate the possibilities to introduce ecological water and wastewater systems, and to give suggestions of suitable solutions. An extensive literature study was first done to study the experiences done earlier in the subject area. The result of this literature study is found as an appendix at the end of the report. The appendix can be very useful for those who want to know more about ecological water and wastewater systems.

The 3 proposals for a ecological and wastewater system that are considered to be most suitable for housing area A and D, has been studied more in detail. Among other things the consequences for the environment and economical aspects has been studied. In proposal 1 each housing area has a built up infiltration plant for taking care of the wastewater. Proposal 2 and 3 have both a filterbed. The difference between them is that proposal 2 has a separate filterbed for each housing area and that proposal 3 has a common filterbed for the two areas. For proposal two a filterbed of 34 m² is demanded. Proposal 3 has an area demand of 80 m² for the filterbed.

A filterbed has about 4-5 times less space demand than a built up infiltration plant for taking care of the wastewater. Other advantages with filterbeds are for example that they are robust, no chemicals are added to the cleaning process and the operating costs are low. Filterbeds are better than built up infiltration plant for taking care of the wastewater in many ways. Therefore the recommendation for Hestra Parkstad is to choose proposal number 2 or 3. A separate filterbed for each housing area will probably have the consequence that people feel more responsible than they should have done if both areas have a common area. For Hestra Parkstad therefore proposal 2 is recommended.

SAMMANFATTNING

I projektet byggutmaningen i Borås planeras för en utbyggnad av 70 enbostadshus i området Hestra Parkstad. Husen delas upp i fem bostadsgrupper (A-E), varav man planerar att ha lokala ekologiska VA-system i två av grupperna (A och D). Område A skall byggas av NCC medan Fristad Bygg står för område D. Denna rapport syftar till att utreda möjligheterna att införa ekologiska VA-system, samt att ge förslag på lämpliga lösningar. En omfattande litteraturstudie gjordes först för att studera de erfarenheter som tidigare gjorts inom ämnesområdet. Resultatet av denna studie tas ej upp här i sammanfattningen, utan återfinns som bilaga i slutet av rapporten. Bilagedelen kan utgöra en bra grund för den som vill sätta sig in i olika frågeställningar beträffande ekologiska VA-system. Det som tas upp där är exempelvis olika toalettsystem, reningsmetoder samt för- och nackdelar med olika system.

De tre förslag på VA-lösningar som ansetts mest lämpade för område A och D har valts ut och undersökts mer i detalj. Bland annat har studerats konsekvenser för miljön vid införande av de olika föreslagna lösningarna, brukaraspekter, underhållsåtgärder och driftsekonomi. Förslag 1 bygger på att man har en markbädd för vardera område A och D. BDT-vattnet passerar en slamavskiljare och släpps sedan ut i markbädd. Fekalier och spolvatten leds från toaletterna till en separator, där det fekala materialet sjunker till botten. Kalk tillsätts för avdödning av bakterier och det renade vattnet släpps sedan ut tillsammans med BDT-vattnet i markbädden. Efter rening släpps vattnet så småningom ut i recipient. Urinen leds från toaletterna till en eller ett par urintankar, för att sedan spridas på åker. För område A behöver markbädden vara 137 m² och för område D 179 m². Varje markbädd delas upp i två delytor som körs intermittent för att få bästa reningsresultat. Förslag 2 och 3 innehåller båda en öppen filterbädd. Skillnaden dem emellan är att förslag 2 har en filterbädd för vardera bebyggelseområde A och D, medan förslag 3 har en gemensam filterbädd för dessa två områden. Fekalier och spolvatten förs till en separator, där det fekala materialet sjunker till botten. Kalk tillsätts och vattnet pumpas ut på en filterbädd tillsammans med BDT-vattnet. Vattnet släpps efter rening ut i en recipient. Urinen leds till en urintank och används sedan för spridning på åkrar. För förslag 2 krävs en filterbäddsyta på 34 m² för område A och för område D en filterbäddsyta på 45 m². Den gemensamma filterbäddsytan i förslag 3 skall göras 80 m² stor.

Om man studerar för och nackdelar med de olika förslagen så kommer man fram till att filterbäddsalternativen har betydligt fler fördelar än markbäddsalternativet. En av de största fördelarna med filterbäddar är att de tar väldigt liten yta i anspråk i naturen. En filterbädd upptar ca 4-5 gånger mindre yta än en markbädd. Andra fördelar med filterbäddar är att de tål flödesvariationer, driftkostnaderna är låga, man släpper vattnet på öppen sandyta vilket medför att man upptäcker eventuell slamflykt mm. Man tillsätter heller inga kemikalier vid reningsprocessen i filterbädden. En av de få nackdelar som finns med filterbäddar är att sanden i bädden kan innehålla mycket bakterier. Av denna anledning bör anläggningen inhägnas för att obehöriga ej skall komma i kontakt med sanden. Till markbäddens fördelar hör att även den har ett litet skötselbehov och låg driftkostnad. Nackdelar är att man ej upptäcker slamflykt, dålig återvinning av närsalter i markbädden samt stort arealbehov för anläggningen. Det förslag som slutligen rekommenderas blir förslag 2, dvs en filterbädd för vardera delområde.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. ALLMÄN ORIENTERING.....	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 MÅLSÄTTNING OCH OMFATTNING.....	1
1.3 GENOMFÖRANDE	1
2. OMRÅDESBESKRIVNING	2
2.1 ALLMÄNT	2
2.2 NATURFÖRHÅLLANDEN	3
3. GEOLOGISK OCH HYDROGEOLOGISK BESKRIVNING AV HESTRA-OMRÅDET	4
3.1 JORDARTERNA	4
3.2 BERGGRUNDEN	4
3.3 HYDROGEOLOGISKA TYPMILJÖER	4
3.4 NEDERBÖRD.....	5
3.5 GRUNDVATTENNIVÅER OCH DERAS VARIATION I HESTRA-OMRÅDET	5
4. BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR VAL AV VA-SYSTEM	6
4.1 GEOLOGISKA OCH TOPOGRAFISKA FÖRUTSÄTTNINGAR.....	6
4.2 SPECIELLT KÄNSLIGA DELAR I OMRÅDET	6
4.3 KRAV FÖR OMRÅDET VAD AVSER RENINGSGRAD PÅ UTSLÄPPT AVLOPPSVATTEN.	6
4.4 TILLGÅNG PÅ LÄMPLIGA RECIPIENTER I OMRÅDET FÖR UTSLÄPP AV SPILLVATTNET EFTER RENING. ..	6
4.5 AREA ATT TILLGÅ FÖR ANLÄGGANDE AV RENINGSANLÄGGNING I AN-SLUTNING TILL OMRÅDET.	6
4.6 AVSÄTTNING FÖR URIN	6
4.7 SYSTEM SOM KAN REKOMMENDERAS UTIFRÅN TIDIGARE GJORDA ERFARENHETER	7
5. FÖRSLAG PÅ LÄMPLIGA VA-SYSTEM FÖR NCC OCH FRISTAD BYGGS OMRÅDEN .	8
5.1 FÖRSLAG PÅ LÄMPLIGA VA-SYSTEM	8
5.1.1 Förslag 1 (Självfall till markbädd och sedan ut i våtmark)	15
5.1.2 Förslag 2 (En filterbädd för vardera delområde)	18
5.1.3 Förslag 3 (En gemensam filterbädd för de två delområdena)	21
5.1.4 Förslag 4 (Minireningsverk)	22
6. KONSEKVENSER FÖR MILJÖN VID INFÖRANDET AV DE FÖRESLAGNA LÖSNINGARNA	23
6.1 MILJÖKONSEKVENSER FÖR FÖRSLAG 1 (EN MARKBÄDD PER DELOMRÅDE)	23
6.1.1 Effekter på miljön.....	23
6.1.2 Störningar i närområdet.....	24
6.1.3 Hälsa och säkerhet.....	24
6.1.4 Övrigt	24
6.2 MILJÖKONSEKVENSER FÖR FÖRSLAG 2 (EN FILTERBÄDD FÖR VARDERA DELOMRÅDE)	25
6.2.1 Effekter på miljön.....	25
6.2.2 Störningar i närområdet.....	26
6.2.3 Hälsa och säkerhet.....	26
6.2.4 Övrigt	26
6.3 MILJÖKONSEKVENSER FÖR FÖRSLAG 3 (GEMENSAM FILTERBÄDD).....	27
6.3.1 Effekter på miljön.....	27
6.3.2 Störningar i närområdet.....	28
6.3.3 Hälsa och säkerhet.....	28
6.3.4 Övrigt	28
6.4 MILJÖMÄSSIG JÄMFÖRELSE AV DE OLIKA FÖRSLAGEN	29
7. KONSEKVENSER FÖR DE BOENDE VID INFÖRANDE AV DE OLIKA FÖRESLAGNA LÖSNINGARNA	30
7.1 FÖRSLAG 1 (EN MARKBÄDD FÖR VARDERA DELOMRÅDE)	30

7.1.1 Hur de boendes livsmönster påverkas.....	30
7.1.2 Underhållsåtgärder.....	31
7.1.3 Olägenheter som kan uppstå.....	31
7.1.4 Driftsekonomi.....	31
7.2 FÖRSLAG 2 (EN FILTERBÄDD FÖR VARDERA DELOMRÅDE).....	32
7.2.1 Hur de boendes livsmönster påverkas.....	32
7.2.2 Underhållsåtgärder.....	32
7.2.3 Olägenheter som kan uppstå.....	32
7.2.4 Driftsekonomi.....	33
7.3 FÖRSLAG 3 (GEMENSAM FILTERBÄDD FÖR DE TVÅ DELOMRÅDENA).....	33
7.3.1 Hur de boendes livsmönster påverkas.....	33
7.3.2 Underhållsåtgärder.....	33
7.3.3 Olägenheter som kan uppstå.....	34
7.3.4 Driftsekonomi.....	34
8. SLUTRESULTAT	35
8.1 REKOMMENDERAT SYSTEM (FÖR VARDERA DELOMRÅDE).....	35
8.2 MILJÖPÅVERKAN FÖR REKOMMENDERAT SYSTEM.....	35
8.3 METOD FÖR ATT MÄTA RENINGSGRAD.....	35

BILAGA 1:

1. ALLMÄNT PERSPEKTIV PÅ VA-SYSTEM.....	1
1.1 VA-SYSTEM/AVLOPPSHANTERING FÖRR.....	1
1.2 HUR SER DET UT I DAGSLÄGET	1
1.3 UTSLÄPP AV AVLOPPSVATTEN	2
1.3.1 Utsläpp från avloppsanläggningar	2
1.3.2 Utsläpp via dagvatten	3
1.4 HOT MOT DRICKSVATTENFÖRSÖRJNINGEN.....	3
1.5 AGENDA 21	4
1.6 FRAMTIDENS VA-SYSTEM	4
1.6.1 Globala problem i framtiden samt krav på framtidens VA-system.....	4
1.6.2 Kretsloppsanpassning	5
1.6.3 Uthålliga VA-system.....	5
2. KRAV SOM STÄLLS PÅ VA-SYSTEMEN IDAG	6
2.1 MILJÖSKYDDSKRAV SOM GÄLLER UTSLÄPPSNIVÅER AV OLIKA ÄMNEN TILL RECIPIENT	6
2.2 KRAV PÅ KORT SIKT.....	6
2.3 KVALITETSKRAV PÅ ÅTERFÖRT MATERIAL TILL JORDBRUKET	6
2.4 HYGIENKRAV.....	7
3. RIKTLINJER SOM BÖR GÄLLA FÖR FRAMTIDENS AVLOPPSSYSTEM.....	8
3.1 UTHÅLLIGA SYSTEM	8
3.2 ÅTERFÖRING AV KVÄVE OCH FOSFOR TILL JORDBRUKET	8
3.3 HYGIENISKA OCH SMITTSKYDDSSÄKRA SYSTEM.....	8
3.4 TILLFREDSSTÄLLANDE RENING.....	8
3.5 REDUCERA AVLOPPSMÄNGDERNA	9
3.6 MINSKA SKADLIGA UTSLÄPP.....	9
3.7 SEPARERA OLIKA SLAG AV AVFALL	9
3.8 UTNYTTJA NATURLIGA PROCESSER I MATERIAL- OCH ENERGISNÅLA SYSTEM	9
3.9 ANVÄNDARVÄNLIG UTRUSTNING.....	9
4. EKOLOGISKT ANPASSADE VA-SYSTEM.....	10
4.1 VAD INNEHÅLLER AVLOPP FRÅN HUSHÅLL?	10
4.2 LOKALT OMHÄNDERTAGANDE	12
4.3 SEPARERING-ÖVERSIKT	12

4.4 SVARTVATTENSEPARERING	14
4.5 GRÄVVATTENSEPARERING	14
4.6 URINSEPARERING.....	15
4.7 TOALETTSYSTEM	15
4.7.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering.....	15
4.7.2 Vattenspolande toalett med urinseparering.....	15
4.7.3 Urinoar.....	18
4.7.4 Vakuumtoalett	18
4.7.5 Oljespolande toalett	19
4.7.6 Förmultningstolett och multrum.....	19
4.8 KOMPOST	20
4.9 URINLAGRING	20
5. FÖRBEHANDLING AV SPILLVATTEN.....	21
5.1 SLAMAVSKILJNING.....	21
5.1.1 Slamavskiljande brunnar.....	21
5.1.2 Separator.....	22
5.2 SLAMBEHANDLING	22
5.3 AEROB OCH ANAEROB NEDBRYTNING.....	22
6. RENING AV SPILLVATTEN	23
6.1 INFILTRATION	23
6.2 INFILTRATIONSANLÄGGNINGAR.....	23
6.2.1 Förstärkt infiltration	24
6.2.2 Grund infiltration.....	25
6.2.3 Upplyft infiltration.....	25
6.2.4 Infiltration i lera.....	26
6.3 MARKBÄDD	26
6.3.1 Inneslutna markbäddar	28
6.4 ÖPPNA FILTERBÄDDAR.....	28
6.5 BDT-VATTEN.....	29
6.6 HYGIENISERING	29
6.6.1 Värme.....	30
6.6.2 UV-strålning.....	30
6.6.3 Syrebrist	30
6.6.4 Kemisk avdödning.....	30
6.7 AKTIVT SLAM, BIOROTOR, BIOLOGISK BÄDD	30
6.8 MINIRENINGSVERK (PAKETRENINGSVERK).....	31
6.9 VATTENBRUK	31
7. EFTERBEHANDLING AV SPILLVATTEN.....	32
7.1 ÅTERFÖRING AV NÄRINGSÄMNA TILL JORDBRUK.....	32
7.2 BEVATTNING.....	32
7.3 STENKISTA, INFILTRATIONSBRUNN.....	32
7.4 SANDFILTERBRUNN.....	33
7.5 VÅTMARKER OCH ÖVERSILNINGSÄNGAR	34
7.6 RESORPTION	34
7.7 ROTZON-KONSTRUERAD VÅTMARK	35
7.8 DAMMAR	36
7.9 BÄCKAR OCH DIKEN.....	36
7.10 VATTENTRAPPA	36
8. JÄMFÖRANDE STUDIE MELLAN OLIKA TOALETTSYSTEM.....	37
8.1 FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ANVÄNDANDE AV RESPEKTIVE TOALETTSYSTEM	37
8.1.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering.....	37
8.1.2 Enkelspolande vattentoalett med urinseparering.....	37
8.1.3 Dubbelspolande vattentoalett med urinseparering	37
8.2 HUR KRETSLOPPSANPASSAT ÄR TOALETTSYSTEMET?.....	37

8.2.1	Vattenspolande toalett utan urinseparering.....	37
8.2.2	Enkelspolande vattentoalett (med urinseparering)	38
8.2.3	Dubbelspolande vattentoalett (med urinseparering).....	38
8.3	HYGIENISKA ASPEKTER OCH SMITTSPRIDNINGSRISKER.....	38
8.3.1	Vattenspolande toalett utan urinseparering.....	38
8.3.2	Enkelspolande vattentoalett med urinseparering.....	38
8.3.3	Dubbelspolande vattentoalett med urinseparering	39
8.4	ANVÄNDARVÄNLIGHET OCH UNDERHÅLLSÅTGÄRDER.....	39
8.4.1	Vattenspolande toalett utan urinseparering.....	39
8.4.2	Enkelspolande vattentoalett med urinseparering.....	39
8.4.3	Dubbelspolande vattentoalett (med urinseparering).....	39
8.5	SAMMANFATTNING AV FÖR- OCH NACKDELAR MED OLIKA TOALETTSYSTEM.....	39
8.5.1	Vattenspolande toalett utan urinseparering.....	39
8.5.2	Enkelspolande vattentoalett (med urinseparering)	40
8.5.3	Dubbelspolande vattentoalett (med urinseparering).....	40
9.	JÄMFÖRANDE STUDIE AV OLIKA RENINGSANLÄGGNINGAR	41
9.1	GEOLOGISKA OCH TOPOGRAFISKA FÖRUTSÄTTNINGAR.....	41
9.1.1	Infiltration	41
9.1.2	Markbädd.....	41
9.1.3	Öppna filterbäddar.....	42
9.1.4	Resorption	42
9.1.5	Rotzonsanläggning.....	42
9.1.6	Våtmarker.....	43
9.1.7	Minireningsverk (paketreningsverk)	43
9.2	LÄMPLIG PLACERING AV ANLÄGGNING M M	43
9.2.1	Infiltration	43
9.2.2	Markbädd.....	44
9.2.3	Öppen filterbädd	44
9.2.4	Resorption	44
9.2.5	Rotzonsanläggning.....	44
9.2.6	Våtmarker.....	44
9.2.7	Minireningsverk	44
9.3	RENINGSGRAD	45
9.3.1	Infiltration	45
9.3.2	Markbädd.....	45
9.3.3	Öppen filterbädd	45
9.3.4	Resorption	46
9.3.5	Rotzonsanläggning.....	46
9.3.6	Våtmarker.....	46
9.3.7	Minireningsverk	46
9.4	SMITTSPRIDNING OCH SANITÄRA FÖRHÅLLANDEN.....	47
9.4.1	Infiltration	47
9.4.2	Markbädd.....	47
9.4.3	Öppen filterbädd	47
9.4.4	Resorption	47
9.4.5	Rotzonsanläggning.....	47
9.4.6	Våtmarker.....	48
9.4.7	Minireningsverk	48
9.5	MILJÖPÅVERKAN	48
9.5.1	Infiltration	48
9.5.2	Markbädd.....	48
9.5.3	Öppen filterbädd	48
9.5.4	Resorption	48
9.5.5	Rotzonsanläggning.....	49
9.5.6	Våtmarker.....	49
9.5.7	Minireningsverk	49
9.6	NATURRESURSHUSHÅLLNING	49

9.6.1 Infiltration	49
9.6.2 Markbädd	49
9.6.3 Öppen filterbädd	49
9.6.4 Resorption	49
9.6.5 Rotzonsanläggningar	49
9.6.6 Våtmarker	50
9.6.7 Minireningsverk	50
9.7 ANVÄNDARVÄNLIGHET OCH UNDERHÅLLSÅTGÄRDER	50
9.7.1 Infiltration	50
9.7.2 Markbädd	50
9.7.3 Öppen filterbädd	50
9.7.4 Resorption	51
9.7.5 Rotzonsanläggningar	51
9.7.6 Våtmarker	51
9.7.7 Minireningsverk	51
9.8 BEGRÄNSNINGAR FÖR NÄR SYSTEMET FUNGERAR	51
9.8.1 Infiltration	51
9.8.2 Markbädd	51
9.8.3 Öppen filterbädd	52
9.8.4 Resorption	52
9.8.5 Rotzonsanläggning	52
9.8.6 Våtmarker	52
9.8.7 Minireningsverk	52
9.9 DRIFT- OCH ANLÄGGNINGSKOSTNADER	52
9.9.1 Infiltration	52
9.9.2 Markbädd	52
9.9.3 Öppen filterbädd	53
9.9.4 Resorption	53
9.9.5 Rotzonsanläggning	53
9.9.6 Våtmarker	53
9.9.7 Minireningsverk	53
9.10 METODER FÖR ATT MÄTA RENINGSGRADEN	53
9.10.1 Infiltration	53
9.10.2 Markbädd	53
9.10.3 Öppen filterbädd	53
9.10.4 Resorption	54
9.10.5 Rotzonsanläggning	54
9.10.6 Våtmarker	54
9.10.7 Minireningsverk	54
10. UTVÄRDERING AV OLIKA VA-SYSTEMS LÄMPLIGHET	55
10.1 SAMMANFATTNING AV FÖR OCH NACKDELAR MED OLIKA VA-SYSTEM	55
10.1.1 Infiltration	55
10.1.2 Markbädd	55
10.1.3 Öppen filterbädd	55
10.1.4 Resorption	56
10.1.5 Rotzonsanläggning	56
10.1.6 Våtmarker	56
10.1.7 Minireningsverk	56
10.2 VILKET/VILKA SYSTEM HAR HITTILLS GENOM ERFARENHETER VISAT SIG BÄST OCH VARFÖR?	57
10.3 NÄR BÖR EN VISS ANLÄGGNING VÄLJAS OCH NÄR BÖR DEN UNDVIKAS?	57

BILAGA 2:

1. BERÄKNING AV UTSLÄPPSMÄNGDER FRÅN HUSHÅLLEN..... 1

BILAGA 3:

KARTA ÖVER PLANOMRÅDET

1. ALLMÄN ORIENTERING

1.1 Bakgrund

Stora delar av Borås bostadsbyggande under 1990-talet orienteras till Hestra Parkstad, ett område nära Borås stadskärna. 1989 antogs en översiktsplan som lade fast inriktningen för en utbyggnad av ca 1100 lägenheter. I juni 1994 hade den första etappen med 220 lägenheter färdigställts. I projektet Byggutmaningen i Borås planeras nu andra etappen som innebär en utbyggnad av 70 enbostadshus i området Hestra Parkstad. Grundtanken i Hestra Parkstad är att bygga hus i samklang med naturen. Målsättningen är att ge möjligheter till ett ekologiskt boende med närhet till staden. De 70 enbostadshus som planeras i etapp två delas upp i fem bostadsgrupper. För två av dessa bostadsgrupper planerar man att ha lokala VA-lösningar. I denna rapport avses att utreda möjligheterna att införa lokala ekologiska VA-system för dessa delområden i Hestra parkstad, samt att ge förslag på lämpliga lösningar.

1.2 Målsättning och omfattning

Målsättningen med arbetet har varit att utreda möjligheterna att införa lokala, ekologiska VA-system i Hestra Parkstad (för de två aktuella delområdena), samt undersöka vilka system som är lämpligast att välja där. För att komma fram till de lämpligaste lösningarna har en litteraturstudie först gjorts. För- och nackdelar med olika VA-system har studerats utifrån de erfarenheter som hittills gjorts. De lokala förutsättningarna i Hestra Parkstad har sedan undersökts för att slutligen komma fram till några förslag för respektive delområde. För vart och ett av de två delområden har tagits fram ett par förslag som studerats mer ingående. Bland annat har de granskats med avseende på miljöpåverkan, ekonomi och konsekvenser för de boende.

1.3 Genomförande

Examensarbetet har omfattat följande moment:

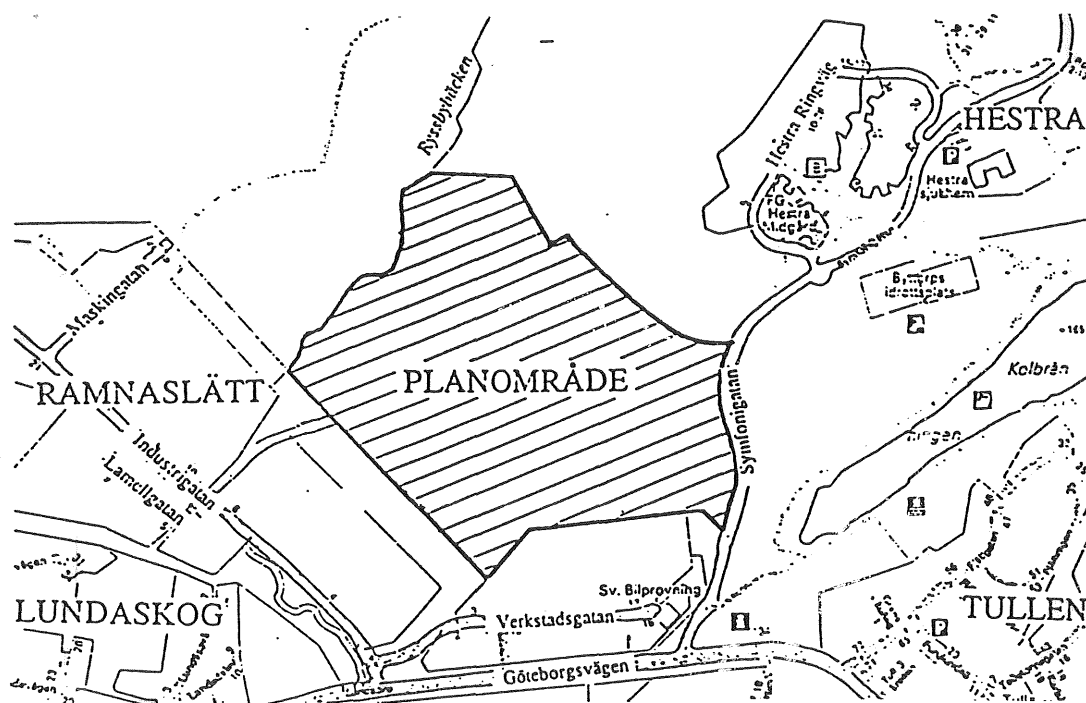
- Arbetet inleddes med att beskriva de krav som bör ställas på VA-systemen i ett kretsloppsperspektiv.
- En litteraturstudie utfördes där olika tekniska lösningar, tidigare gjorda erfarenheter, för- och nackdelar etc. studerades.
- De olika tekniska lösningarna värderades sedan genom att väga för- och nackdelar mot varandra. De lokala förutsättningarna för Hestra Parkstad studerades för att se vilka lösningar som kunde vara tänkbara utifrån de lokala förutsättningar som råder där. Ett antal lämpliga förslag för varje delområde undersöktes sedan mer i detalj med avseende på miljökonsekvenser, ekonomi, konsekvenser för de boende vid införande av de olika systemen mm. Målet var att så småningom komma fram till ett förslag per delområde som i det stora hela anses bäst och som uppfyller ställda krav på VA-system i ett kretsloppsperspektiv.
- Kontinuerligt under arbetets gång har olika intressenter såsom folk från stadsbyggnadskontoret och miljöskyddskontoret i Borås samt byggföretagen NCC och Fristad Bygg framlagt synpunkter och önskemål.

2. OMRÅDESBESKRIVNING

2.1 Allmänt

I nära anslutning till Borås stadskärna ligger området Hestra Parkstad. I sydvästra delen av detta område planerar man att bygga ca. 70 enbostadshus. Planområdet skall bebyggas med bostadshus inom 4 separata delområden benämnda A-D, se figur 1 och 2. Figur 2 finns dessutom i större skala i bilaga 3. Husen blir 1-2 plans samt genomgående utan källare. Inom ett område i nordväst skall dessutom friliggande villor byggas. Detta område betecknas E. Arealen på planområdet är ca. 37 ha. I delområdena A och D planerar man att ha lokala VA-anläggningar.

I väster avgränsas området av Ryssbybäcken och i söder ansluter planområdet till tidigare planlagd mark inom Ramnaslätts industriområde.



Figur 1 Karta med planområdet inritat (Stadsbyggn. kontoret, Borås, 1996)



Figur 2 Karta med de olika delområdena A-E inritade (Stadsbyggn. kontoret Borås, 1996).

2.2 Naturförhållanden

Inom planområdet växlar landskapets och vegetationens karaktär påtagligt. Detta ger skilda förutsättningar mellan olika delar av planområdet. Området är mycket kuperat och flera markanta höjder finns. Området består av skogsmark där markytan huvudsakligen faller mot söder och sydost. I sydväst avgränsas området av en östvästlig höjdrygg. Inom delar av området är marken sank.

3. GEOLOGISK OCH HYDROGEOLOGISK BESKRIVNING AV HESTRA-OMRÅDET

3.1 Jordarterna

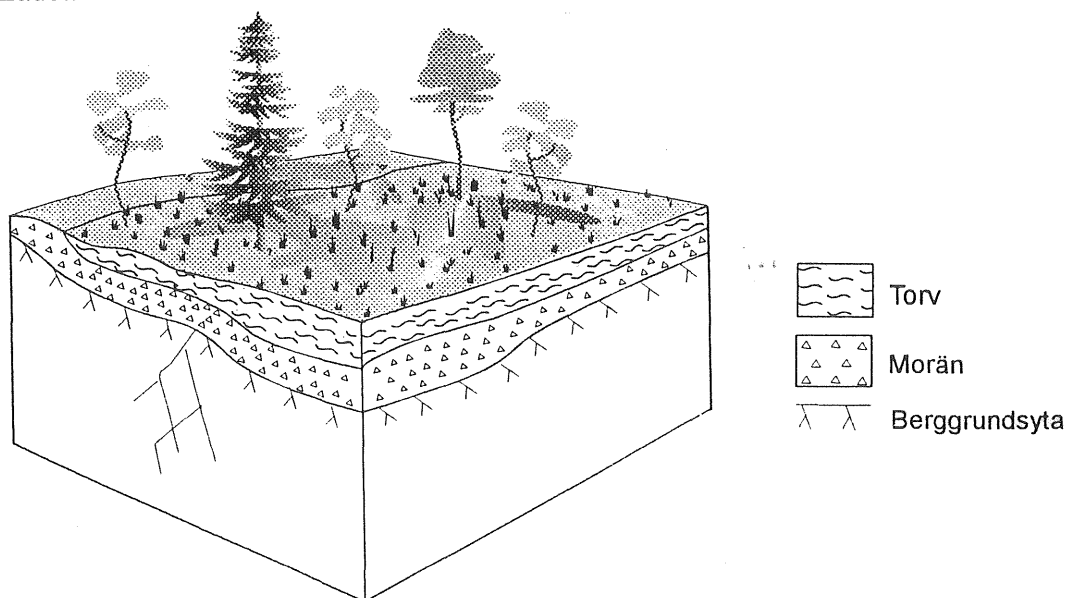
Grunden inom området består överst av ett vegetationstäckte normalt med ringa tjocklek (0,1-0,4 m). Mäktigheten ökar mot mer låglänta partier samtidigt som en övergång sker till torv. Inom blivande bebyggelseområden förekommer torv dels inom sydöstra delen av område D dels i nordöstra delen av delområde E. I D-området har torven normalt 0,5-1,5 m mäktighet. Inom delar av bebyggelseområdena A och C förekommer torv med en mäktighet på 0,4-0,6 m. Humusjorden följs inom i huvudsak hela undersökningsområdet av upp till 0,5 m silt på sandig siltig eller siltig sandig morän. Moränen har oftast begränsad tjocklek och man bör räkna med att berget i allmänhet ligger 0,5-2 m under nuvarande markyta. Det finns dock lokala partier där moränen har betydande tjocklek. I öster finns en dalgång, till vilken bebyggelseområdet A skall lokaliseras. Denna bedöms utgöra det enda mer sammanhängande området med mäktig morän (3-15 m). Berg i dagen förekommer i begränsad omfattning i området (J&W, 1996).

3.2 Berggrunden

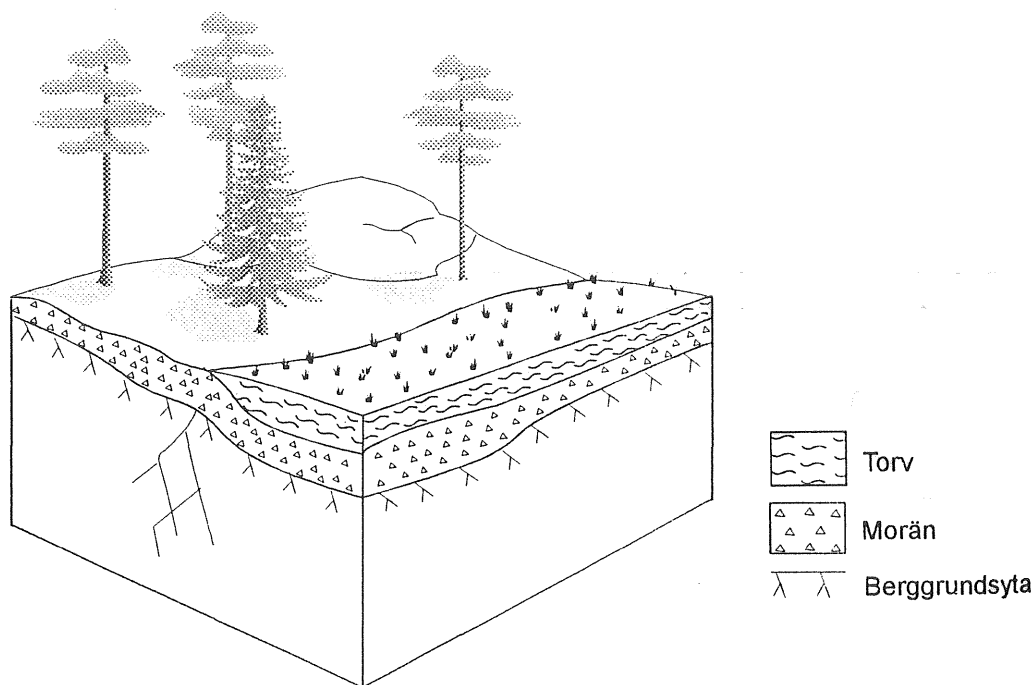
Berggrunden består i Hestra-området av grå, oftast ådrade, homogena eller bandade gnejser bildade ur magmatiska djupbergarter. I Borås med omnejd finns även röda-rödgrå, åldrade och ibland ögonförande gnejser bildade ur magmatiska djupbergarter samt metabasiter av växlande utseende och ålder (Ahlin, 1983).

3.3 Hydrogeologiska typmiljöer

Större delen av planområdet består överst av ett ringa vegetationstäckte med en övergång mot torv i de låglänta partierna. En hel del kärr och mossar finns. Under detta finns morän och berg. I figur 3 och 4 visas hur ett snitt genom marken kan se ut i området.



Figur 3 Hydrogeologisk typmiljö: Kärr och mossar på morän och berg (Bengtsson, 1996)



Figur 4 Hydrogeologisk typmiljö: Kalt berg med tunna moräntäcken (Bengtsson, 1996)

3.4 Nederbörd

Årsmedelnederbörd för perioden 1961-1990, ligger för Hestra-området omkring 800-1000 mm (Brandt, 1994).

3.5 Grundvattennivåer och deras variation i Hestra-området

Grundvattenytan ligger nära markytan eller går i dagen inom torvområdena. Som regel är partier med ytnära grundvatten ofta låglänta. Ytnära grundvatten finns på en hel del ställen inom planområdet, bland annat i delområde A och D. Inom höglänta partier är avståndet som regel större mellan markytan och grundvattenytan. Det ytnära bergets höjdryggar skär dock av grundvattnets strömningsvägar så att lokala grundvattensjöar bildas i moränen varvid grundvattenytan ligger någon meter under omgivande markyta. Utöver att stora variationer råder inom området är grundvattenbildningen och grundvattenförekomsten årstidsbunden. Således kan grundvattenytan variera någon till några meter i höjd under en årscykel (J&W, 1996).

4. BEDÖMNINGSGRUNDER FÖR VAL AV VA-SYSTEM

4.1 Geologiska och topografiska förutsättningar

Nästan genomgående gäller att mineraljordarna i området består av silt samt sandig siltig morän. Hos dessa jordar är permeabiliteten relativt låg vilket innebär att möjligheten till infiltration är begränsade. I gengäld är risken låg att förorenat vatten tränger ned till bergets spricksystem om jorden har minst 2-3 m tjocklek. För Hestra-området bedöms dock berget ofta ligga relativt ytnära (1-2 m) (J&W, 1996). För att infiltration skall vara möjlig måste högsta grundvattenytan åtminstone ligga några meter under omgivande naturlig markyta. För Hestra-området kan det i stället exempelvis lämpa sig bättre att anlägga en filterbädd eller en upphöjd markbädd. Dessa är inte så beroende av den befintliga jorden som är fallet vid infiltration. Topografiskt skall det vara någorlunda plant där anläggningarna skall placeras.

4.2 Speciellt känsliga delar i området

Planområdet avgränsas i väster av Ryssbybäcken. Ryssbybäcken kan bedömas som ekologiskt känslig för föroreningar och det är viktigt att vattenkvaliteten ej försämras där.

4.3 Krav för området vad avser reningsgrad på utsläppt avloppsvatten.

Inga speciella krav utöver vad som gäller för den här typen av anläggningar har framlagts. Dock skall inte resultatet vara sämre än den reningsgrad som uppnås genom kommunal anslutning.

4.4 Tillgång på lämpliga recipienter i området för utsläpp av spillvattnet efter rening.

Det finns bland annat ett lämpligt våtmarksområde nedanför område D. För område A kan spillvattnet släppas i ex. en bäck bakom industriområdet som finns i anslutning till området.

4.5 Area att tillgå för anläggande av reningsanläggning i anslutning till området.

Det finns inga begränsningar med avseende på den yta som får tas i anspråk för reningsanläggningar i området. Reningsanläggningarna behöver ej ligga innanför användningsgränsen, utan denna gräns anpassas senare efter de eventuella förslag som väljs.

4.6 Avsättning för urin

Det finns en hel del lantbrukare i Borås med omnejd som kan tänka sig ta emot urin från Hestra-området. De lantbrukare som blir aktuella för detta är de som ej är ekoodlare. Detta på grund av att ekoodlare ej får sprida ut humanurin på sina åkrar. Om de skulle göra detta så utgår i dagsläget inget EU-stöd till dem. Nämnas bör att större delen av lantbrukarna i Borås med omnejd ej är ekoodlare och alltså inte har

några hinder för att ta emot humanurin. Frågeställningen vem som skall stå för lagringskapaciteten, dvs. lagringstankar för urin, bör lösas (Jansson, 1997). Mellanlagring skall ske i 6 månader i en tank innan urinen får spridas på åker (WM-Ekologen AB, 1996 a/).

När det gäller slam så får producenter (lantbrukarna) som levererar sina produkter till Arla ej använda slam för spridning i jordbruket. Detta eftersom många av Arlas kunder skulle misstycka och försäljningssiffrorna gå ner. Statens provningsanstalt ställer upp med både certifiering av urin och slam. Kontroll skall göras på urinen innan den släpps ut på åkern.

För Hestra borde man istället fundera på att ha en kompost för fekalier och spolvatten. På så sätt tas detta omhand lokalt och man slipper problemet med avsättning för slam. I orten Rongedala mellan Borås och Ulricehamn skall man bygga en slamtorkbädd. Det skulle dock vara för långt att transportera slam dit ifrån Hestra. Eventuellt skulle man kunna forsla eventuellt slam till Gässlösaverket. Dock bör man försöka undvika lösningar som kräver denna typ av behandling.

Bra om man kan ordna så att dagvatten separeras ut i våtmarker och ej leds exempelvis till reningsverk o.dyl. (Jansson, 1997).

4.7 System som kan rekommenderas utifrån tidigare gjorda erfarenheter

System som ger bra resultat är bland annat filterbäddar, markbädd samt minireningsverk. Dessa lösningar har därför valts ut för att ingå som förslag till lämpliga lösningar för Hestra-området. Rotzonsanläggningar och resorptionsanläggningar är för osäkra, och tas därför ej med.

5. FÖRSLAG PÅ LÄMPLIGA VA-SYSTEM FÖR NCC OCH FRISTAD BYGGS OMRÅDEN

5.1 Förslag på lämpliga VA-system

I kapitel 5 ges förslag på lämpliga VA-system som kan användas för området Hestra-Parkstad i Borås. Förslagen avser delområde A (Fristad Byggs område) samt delområde D (NCC:s område). Totalt presenteras fyra förslag. I förslag 1 renas spillvattnet i en markbädd för vardera delområde. Förslag 2 och 3 har båda rening i filterbädd. Skillnaden dem emellan är att områdena har varsin filterbädd i förslag 2, medan förslag 3 innebär en gemensam anläggning. Ett minireningsverk är det fjärde förslaget. De toalettsystem som kan vara aktuella för området är enkelspolande toalett respektive dubbelspolande toalett. Dessa två toalettyper är ett möjligt alternativ för alla förslagen som presenteras för området.

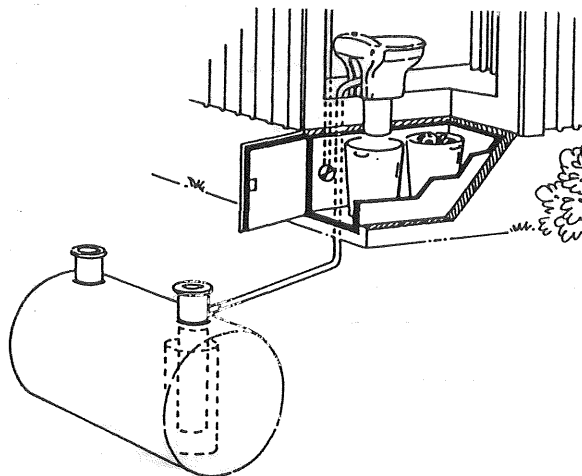
Eftersom en del system förekommer i flera förslag och för att slippa upprepningar, så ges här i kapitel 5.1 en generell beskrivning över sådant som gäller för alla förslagen. Faktan om filterbäddar respektive markbädd gäller dock enbart för de förslag där dessa ingår.

Toalettsystem:

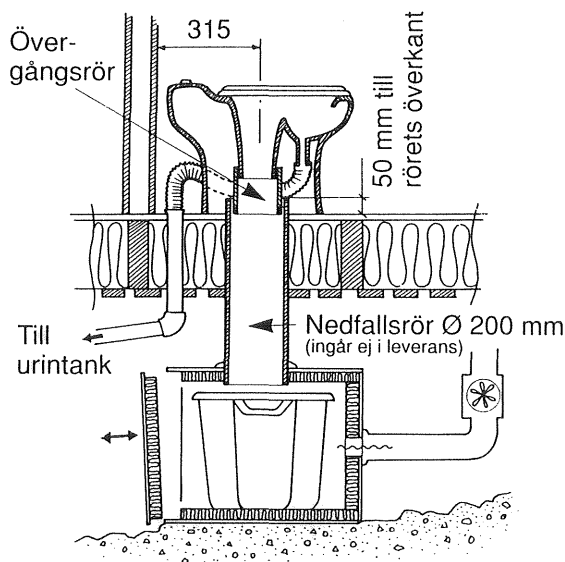
Lämpligt är att välja dubbelspolande urinseparerande toalett alternativt enkelspolande toalett med urinseparering. Det finns flera tillverkare på marknaden av denna typen av toaletter. Bland annat finns en del olika modeller från WM-Ekologen, samt toaletten Dubletten från BB Innovation & Co. Dublettens toalett har i många studerade fall visat sig bättre än WM-Ekologens. Erfarenheter som gjorts i hushåll med enkelspolande toaletter, har inte alltid varit de bästa. En del lukt- och rengöringsproblem har förekommit på många håll. De dubbelspolande toaletterna har fungerat bättre, varför detta alternativ föreslås för Hestra-området. Lämpligen väljs toaletten Dubletten. För att jämförelse skall kunna göras systemen emellan, beskrivs här dock båda systemen. Detta eftersom det är bra att veta vilket system man eventuellt väljer bort.

I varje hus installeras ett toalettsystem som separerar urin och fekalier. Ett enkelspolande toalettsystem ger en bra sortering och lätt omhändertagande av avfallet (fig.5). Dessutom fås ej en massa slam som skulle erhållits med andra metoder. Exempel på en enkelspolande toalett är modellen WM-ES från tillverkaren WM-Ekologen AB (fig. 6). Urinen transporteras med ca. 0,1 liter vatten till urintank genom en ledning. Fekalierna faller fritt ner till en värmeisolerad torkningsmodul med uppsamling i plastkärl på 80 liter, som finns i husets källare eller krypgrund. I behållaren skapas undertryck med hjälp av en kanalfläkt. Behållaren är isolerad för att förhindra kondens. Uppsamlingskärlet byts till ett nytt efter 2-3 månader, en tid som är tillräckligt kort för att eventuella flugägg inte skall utvecklas till nyaflugor. Det nyss fyllda plastkärlet förses med lock och ställs åt sidan för 6 månaders torkning, varefter materialet kan användas som jordförbättringsmedel. På denna tid hinner bakterier och virus avdödas. Den mylla som blivit efter lagringen kör man sedan på exempelvis en liten skottkärra till områdets gemensamma komposttrumma, där den blandas med det hushållsavfall som man kontinuerligt slänger i trumman. Alternativt kan materialet som erhålls brännas upp, och man återfinner då närsalterna i askan. En standardtunna på 80 liter bör räcka i tre månader, men det beror lite på disciplinen

med papper. Det är enkelt att byta tunna eftersom vikten av en full tunna endast är 10-12 kilo (WM-Ekologen AB, 1996 a/).

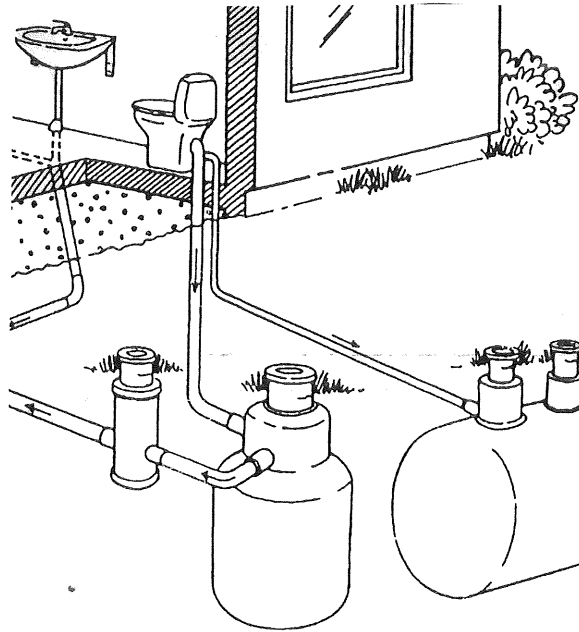


Figur 5 Omhändertagande av urin och fekalier i enkelspolande system (WM-Ekologen AB, 1996 a/)



Figur 6 Principskiss på hur en enkelspolande toalett kan se ut. (WM-Ekologen AB, 1996 b/)

Alternativt kan man istället för ett enkelspolande system välja en dubbelspolande toalett. Urin och fekalier separeras även i detta fall. Genom två väl avskilda skålar och två ifrån varandra oberoende spolsystem, säkerställs urinsepareringen från det virus och bakteriebärande fekaliespolvattnet (BB Innovation & Co., 1996). Fekaliedelen spolas dock ut på konventionellt sätt till en slamseparator (fig. 7). I denna sjunker det fekala materialet till botten, medan det renade vattnet exempelvis leds vidare ut i markbädd eller filterbädd. Tidsfördröjningen blir ca. 50 dagar i en 1 m³ stor separator. Denna tid är tillräcklig för att ge en hygglig reduktion av bakterier. För att nå fullständig eliminering också av virus tillsätts bränd kalk. Denna behandling gör också så fosfor faller ut och därmed kan återvinnas. För den här typen av toalett går det åt ca 5 liter vatten per spolning (gäller WM-Ekologens dubbelspolande toalett). De gånger toaletten endast används för urin spolar man dock bara med ca 1 dl vatten (WM-Ekologen AB, 1996 a/). Toaletten Dubletten spolar fekalieskålen med 4 liter vatten och urinskålen med 2 dl (BB Innovation & Co, 1996).



Figur 7 Omhändertagande av urin och fekalier för dubbelspolande, urinseparerande toalett (WM-Ekologen AB, 1996 b/).

BDT-vattnet :

BDT-vattnet blandas ej med urin och fekalier utan tas om hand separat. Från varje hushåll leds det till en slamavskiljare och sedan vidare till en fördelningsbrunn innan det släpps ut i exempelvis en gemensam markbädd i området. Alternativt kan man efter slamavskiljaren ha en pumpbrunn istället som pumpar ut vattnet i reningsanläggningen. Man utnyttjar i så fall bädden effektivare. Efter passage genom reningsanläggningen kan det efterpoleras i en våtmark eller dylikt. Strax nedanför område D finns ett lämpligt våtmarksområde som kan utnyttjas för detta ändamål. Nedanför område A finns inte speciellt många naturliga platser för efterpolering av vattnet. Man kan dock med hjälp av ledning transportera vattnet (efter det passerat reningsanläggningen), till en bäck som finns en bit bakom den industrianläggning som skall byggas. Alternativt kan man anlägga en våtmark själv på lämplig plats. Normalförbrukning BDT-vatten per person och dygn = 150 l /p.d

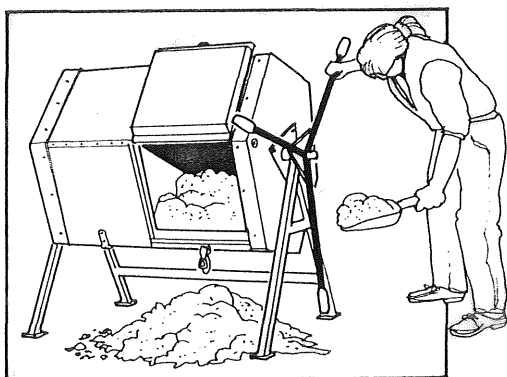
Dagvatten:

Dagvattnet släpps ut så mycket som möjligt i naturen. Då detta ej är lämpligt för man ut dagvattnet i makadamdiken eller separata diken. Det kan även ledas till våtmark direkt. Där risk finns att det stör grannar och hus i närheten, så kan man leda dagvattnet förbi dessa ställen med hjälp av ledningar. Vattnet infiltreras lätt ner i marken på grund av friktionsmaterial (siltig/sandig morän). Om dagvattnet släpps på stora ytor blir det för område A inga problem. I område D blir man av med det mesta och släpper annars ut det i dike. Det är bra om man separerar regnvatten från annat dagvatten. Regnvattnet är renare än övrigt dagvatten och kan exempelvis användas för bevattning i trädgård. Uppsamling av regnvatten kan ske med hjälp av separata brunnar som byggs vid byggnation. Alternativt kan man placera tunnor under stuprännorna vid husen och på så sätt få en hel del vatten för blommor mm.

Komposttrumma:

Varje hushåll källsorterar sitt hushållsavfall och tar det till en gemensam komposttrumma i området. Dit förs även den mylla som erhålls från fekalerna (om enkelspolande toalett väljs). Resultatet av denna blandning blir en mycket näringsrik och fin mylla som kan användas som jordförbättringsmedel i området. Lämplig placering av komposttrumman är centralt inom varje delområde eller en plats som man passerar på väg till jobbet, exempelvis vid parkeringen. Det skall vara lätt att ta sig dit för alla. Detta bland annat eftersom man kan behöva gå dit ganska ofta och tömma sitt sorterade hushållsavfall. Det blir annars lätt lukt inomhus. Det finns en mängd modeller av komposter på marknaden. Nedan ges ett exempel på en kompost som kan användas för Hestra-området.

EURO-Composter är en varmkompost som kan rotera, s k trumkompostbehållare. Fördelarna med roterande kompostbehållare är att innehållet blandas väl och att det syresätts ordentligt. Man slipper att vända eller röra om kompostmaterialet, vilket ofta kan vara svårt och tungt. Tömning av färdig kompost är också enkel, ner i skottkärra eller kärl. Behållaren är indelad i två fack och har två lock. Två storlekar finns, 270 liter för 1-5 hushåll och 600 liter för 30-50 hushåll. Säljs av SF Trading AB.



Figur 8 Trumkompostbehållaren EURO-Composter (Mårtensson, 1996).

Urintank:

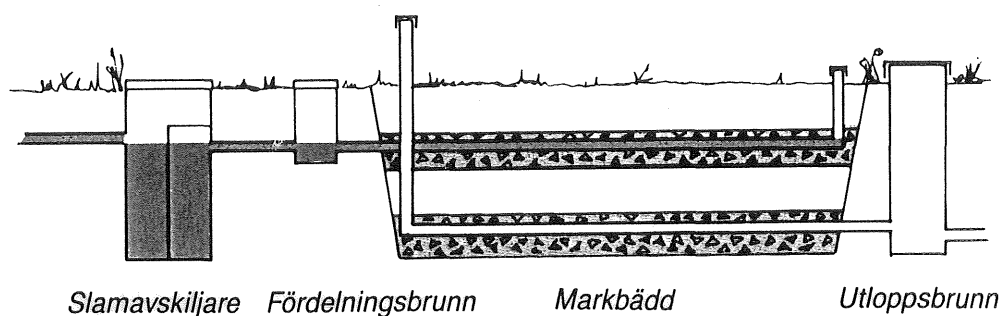
En familj producerar cirka 2 m³ urin per år. Detta lagras i en urintank. Man kan antingen ha en liten tank på varje tomt eller en stor för ett helt delområde. Även mellanting där exempelvis två, tre hushåll har en gemensam tank kan vara aktuella. Om man vill använda urinen för tomtbevattnings så är små tankar att föredra (en på varje tomt), medan om man ämnar att transportera bort all urin till lantbrukare för spridning på åker, så kan det vara lämpligare att ha en stor tank. Detta på grund av att det kan bli väldigt jobbigt för bonden att tömma många små tankar i området. Eventuellt har man i området några större gemensamma ytor, som man skulle kunna bevattna med urinblandningen. Man kan även anlägga odlingslotter för de boende och på så sätt ytterligare öka avsättningen för urin på den egna marken.

För de två delområdena A och D skiljer sig förutsättningarna beträffande jordtjocklek ner till fast berg. Generellt i området gäller att berget ligger ca 0,5-2 meter under nuvarande markyta. För delområde A finns dock en större sammanhängande moräntjocklek på 3-15 meter. Det kan på vissa ställen vara svårt att få ner en urintank på varje tomt, eftersom tanken måste ligga en bra bit ner i marken för att få lite kallare

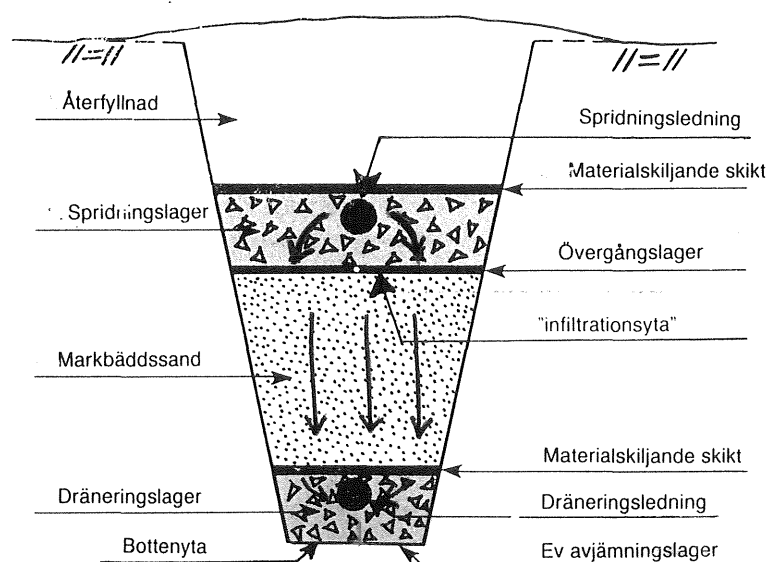
förhållanden. I sådana fall kan man bli tvungen att ha en gemensam tank för flera hus tillsammans eller en för hela delområdet. När det gäller delområde A lär det inte vara några problem att få ner en tank på varje tomt. För område D kan problemen dock bli större beträffande detta. En gemensam tank väljs för vardera delområde A och D.

Markbädd:

Markbädd är ett alternativ för båda delområdena. Man kan anlägga en för varje delområde eller en gemensam. En markbädd kan förläggas i eller ovan mark. Ingående vatten leds in i en spridarledning och därefter dränerar vattnet sedan långsamt genom skikt av grus och sand (fig. 10). Det renade vattnet samlas upp i bäddens botten i en eller flera uppsamlingsledningar (fig. 9). och leds vidare i ett öppet dike till damm eller våtmark för finputsning. Man kan alternativt släppa ut det direkt i recipienten. I sandmaterialet fastläggs fosfor och reningen blir med tiden allt mindre effektiv. Det kan därför efter en tid bli aktuellt att byta sanden. En markbädd belastas normalt med 50 liter per kvadratmeter och dygn.



Figur 9 Principskiss för markbädd



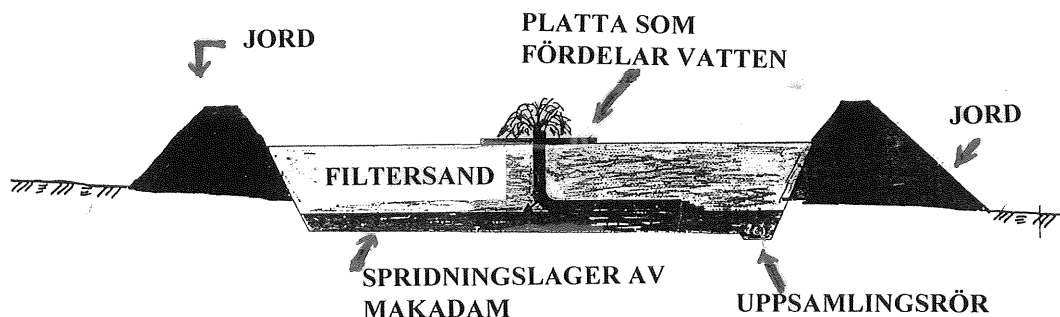
Figur 10 Tvärsektion av markbädd (SNV, 1996 b/)

Filterbädd:

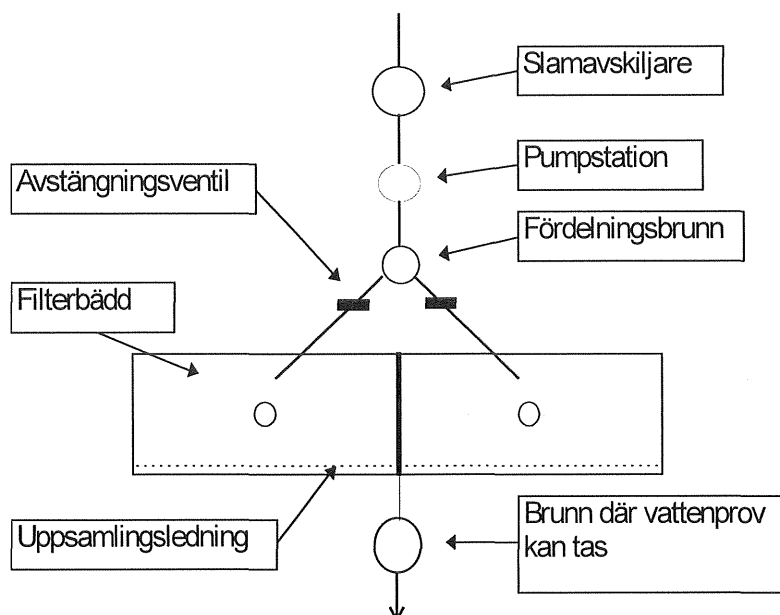
För båda delområdena kan man använda en filterbädd för att rena BDT-vattnet (fig. 11). En filterbädd består av ett cirka 1,20 meter tjockt sandlager som ligger ovanpå ett par decimeter tjockt spridningslager av makadam. En pump fördelar vattnet över filterytan. Sedan får vattnet sippra ner genom sanden för att efter ett tag nå makadamen. Botten i filterbädden har en liten lutning. En liten lutning på botten i filterbädden medför att vattnet rinner ner till ena änden, där en uppsamlingsledning tar om hand vattnet. Härifrån transporteras vattnet lämpligen till våtmark, bäck eller dylikt för efterpolering. Det är väldigt viktigt att filtersanden har en speciell kornstorlek och komposition. Denna varierar från fall till fall, men kornstorleken ligger i intervallet från ung. 0,63 mm till ca 6-7 mm.

Fosfor lägger sig i de cirka 20 översta centimetrarna i filtersanden. Av denna anledning behöver man byta ut sanden för denna del i filterbädden. Annars renar den inte lika bra som den borde. Byte av sand behöver dock ej göras speciellt ofta (troligen mer än 15 år mellan byten).

I och med att filtersanden blir väldigt näringsrik efter ett tag sker algpåväxt på filtersanden. Då detta blir omfattande kan det skrapas bort med en kratta, vilket inte är speciellt jobbigt. Vegetation börjar även växa i filterbädden av samma anledning som för algerna. Man kan då få problem med kraftiga rötter i bädden, vilket gör det svårt för vattnet att kunna sippra ner i bädden. Man kan då behöva ta bort vegetationen inklusive rötter. På en filterbädd kan man max spruta på 200 liter per kvadratmeter och dygn (Björkman, 1997).



Figur 11 Öppen filterbädd, principsektion



Figur 12 Filterbädd uppifrån

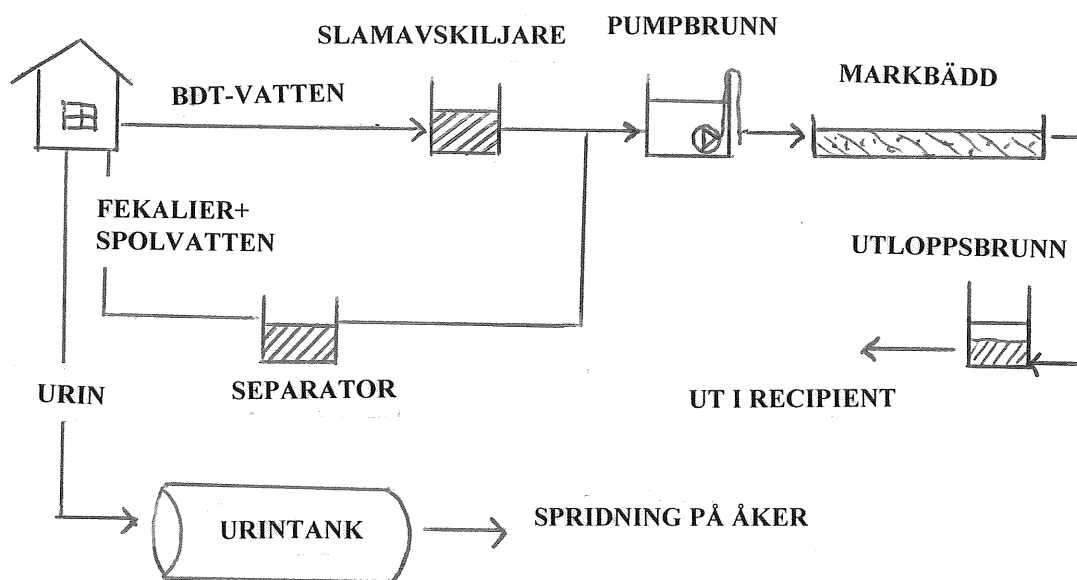
Pump:

För att få ut spillvattnet i filterbädden behövs en pump. Denna sprider vattnet över hela filterytan. För markbädd behövs ej någon pumpanordning, men det blir mycket effektivare användning av bädden om en sådan används. Detta gör att vattnet sprids över hela bädden istället för över bara en liten del av den. Det är ju inte speciellt effektivt att exempelvis bygga en stor markbädd för att sedan bara utnyttja en del av den för rening. I en markbädd som ej har pump för jämnare fördelning av vattnet utnyttjas ofta bara första metern efter utloppsröret. Den delen av markbädden blir då mycket snabbare mättad på exempelvis fosfor och reningsförmågan minskar snabbare gentemot om man utnyttjat en större yta.

Pump kan även användas för att transportera vatten där höjdskillnader i naturen inte medger självfall. Alternativ till pump skulle kunna vara att använda AqvaDos. Det fungerar som en vagga som rent mekaniskt släpper ut vatten. Man kan även använda ett system med hävertverkan (en bingge fylls med vatten och med hjälp av hävertverkan dras vattnet ut när det är fullt). Dessa alternativ är dock ej speciellt utvecklade på den svenska marknaden, och lär därför ej bli aktuella för Hestraområdet.

5.1.1 Förslag 1 (Självfäll till markbädd och sedan ut i våtmark)

Enkelspolande eller dubbelspolande urinseparerande toalett installeras. För dubbelspolande systemet separeras urinen och leds till urintank, medan fekalier och spolvatten går till en separator. Kalk tillsätts för att virus skall dödas. Vattnet leds ut tillsammans med BDT-vattnet för rening i markbädd, för att så småningom släppas ut i en recipient. Urinen används för spridning på åker och hushållsavfall förs till kompost. En skiss på hur systemet ser ut då dubbelspolande toalett används finns nedan (fig. 13). Förslag 1 gäller för både delområde A och D. Det som skiljer delområdena åt är markbäddens placering, storlek på den, ledningsdragnings mm., se figur 14 och 15.



Figur 13 Flödesschema för förslag 1

NCC (område A):

Normalförbrukning BDT-vatten per person och dygn = 150 l/p.d

Markbädd belastas normalt med 50 liter per kvadratmeter och dygn..

Mängd BDT-vatten per dygn: $13 \text{ hus} \times 3,5 \text{ pe} \times 150 \text{ l/p.d} = 6825 \text{ l/d}$

$6825/50 = 137 \text{ m}^2$ yta totalt krävs för markbädden. Markbädden skall dock köras intermeditent för bästa resultat. Det vill säga dela upp totala ytan på två delar och pumpa ut vattnet på dessa ytor i skift. Alltså varje delyta görs $137/2 = 69 \text{ m}^2$ stor.

På kartan nedan finns markbäddens placering och ledningsdragning markerade. Vattnet släpps ut i en bäck vid industriområdet efter rening (fig. 14)

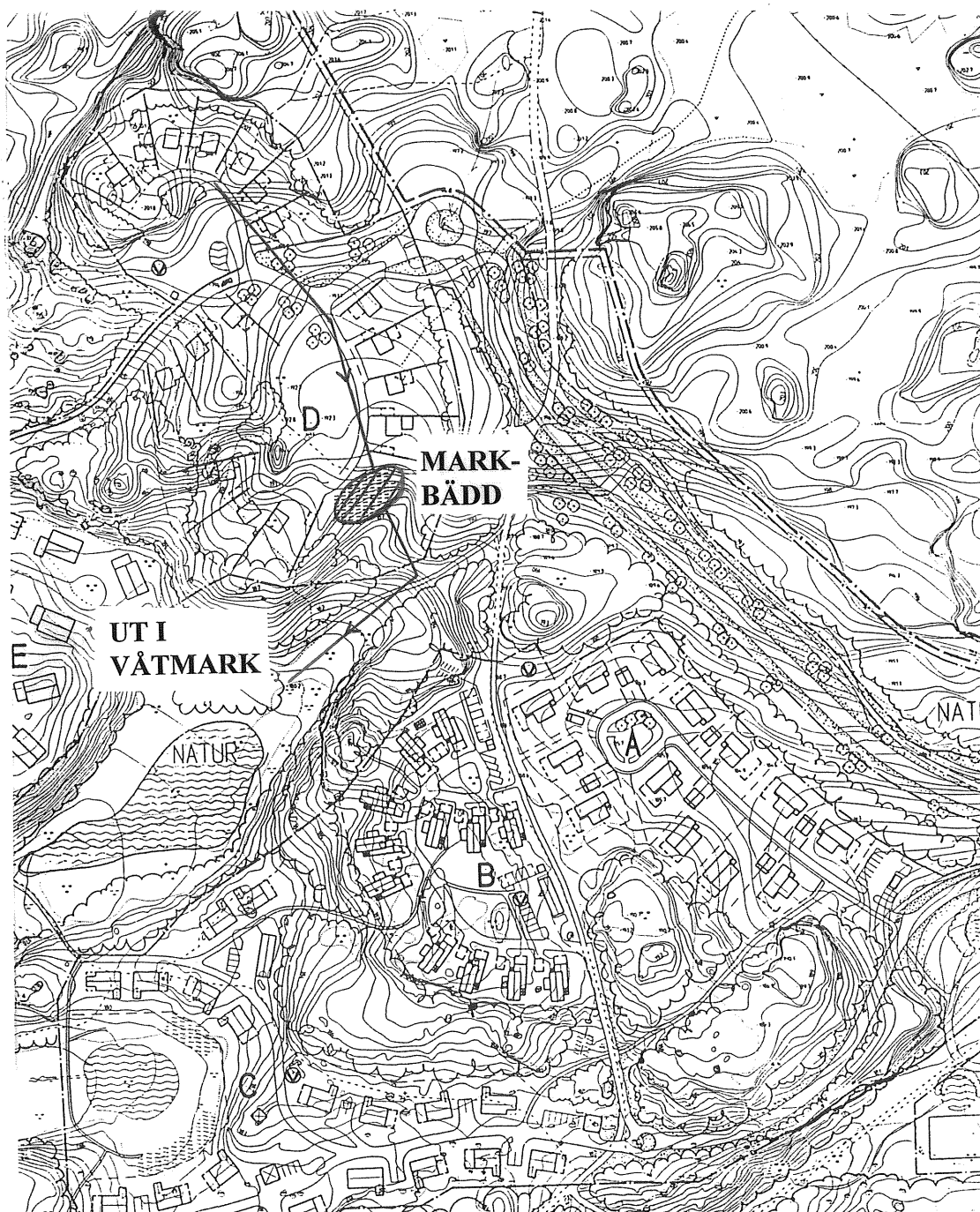


Figur 14 Karta med markbädds placering och ledningsdragning (förslag 1 för område A)

Fristad Bygg (område D):

Mängd BDT-vatten per dygn: $17 \text{ hus} \times 3,5 \text{ pe} \times 150 \text{ l/p.d} = 8925 \text{ l/d}$
 $8925 / 50 = 179 \text{ m}^2$ yta totalt krävs för markbädden. Delas upp på två ytor som körs intermittent med hjälp av pump. Varje delyta görs $89,5 \text{ m}^2$ stor.

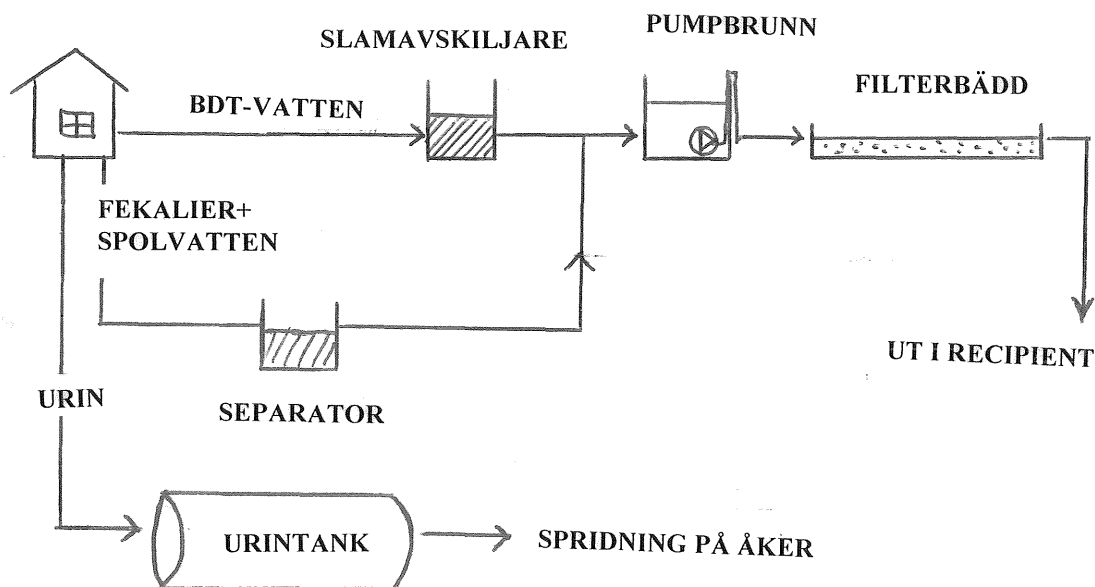
Markbäddens placering samt ledningsdragnings framgår av figur 15 nedan. Efter rening i markbädd släpps vattnet ut i en våtmark.



Figur 15 Markbäddens placering och ledningsdragnings för förslag 1, område D

5.1.2 Förslag 2 (En filterbädd för vardera delområde)

Enkelspolande eller dubbelspolande urinseparerande toalett installeras. För dubbelspolande toalett leds urin till urintank. Fekalier och spolvatten leds till en separator, där det fekala materialet sjunker till botten. Det renade vattnet släpps sedan ut tillsammans med BDT-vattnet i en filterbädd. En pump behövs för att sprida vattnet över filterbädden. Efter rening sker utsläpp i recipient. Hushållsavfall förs till kompost. Materialet härifrån kan sedan användas som jordförbättringsmedel (fig. 16). Figur 16 gäller då dubbelspolande toalett används. För enkelspolande toalett blandas ej det fekala vattnet med BDT-vattnet. Fekalierna samlas då istället upp i exempelvis en tunna, lagras och komposteras.



Figur 16 Principskiss över flödesschemat för förslag 2 och 3 (filterbädd)

NCC (område A):

På en filterbäddsyta kan man släppa 200 liter vatten på varje kvadratmeter och dygn. $6825/200 = 34,1 \text{ m}^2$ **total filterbäddsyta** behövs. Delas upp på två filterbäddsytor dvs. $17 \text{ m}^2 \times 2$.

Vattnet förs med självfall till filterbädden från husområdet. Därefter pumpas vattnet ut på filterbädden intermittent över de två delytorna. Efter rening i filterbädden så leds vattnet till en bäck vid industriområdet, där det släpps ut (fig. 17).

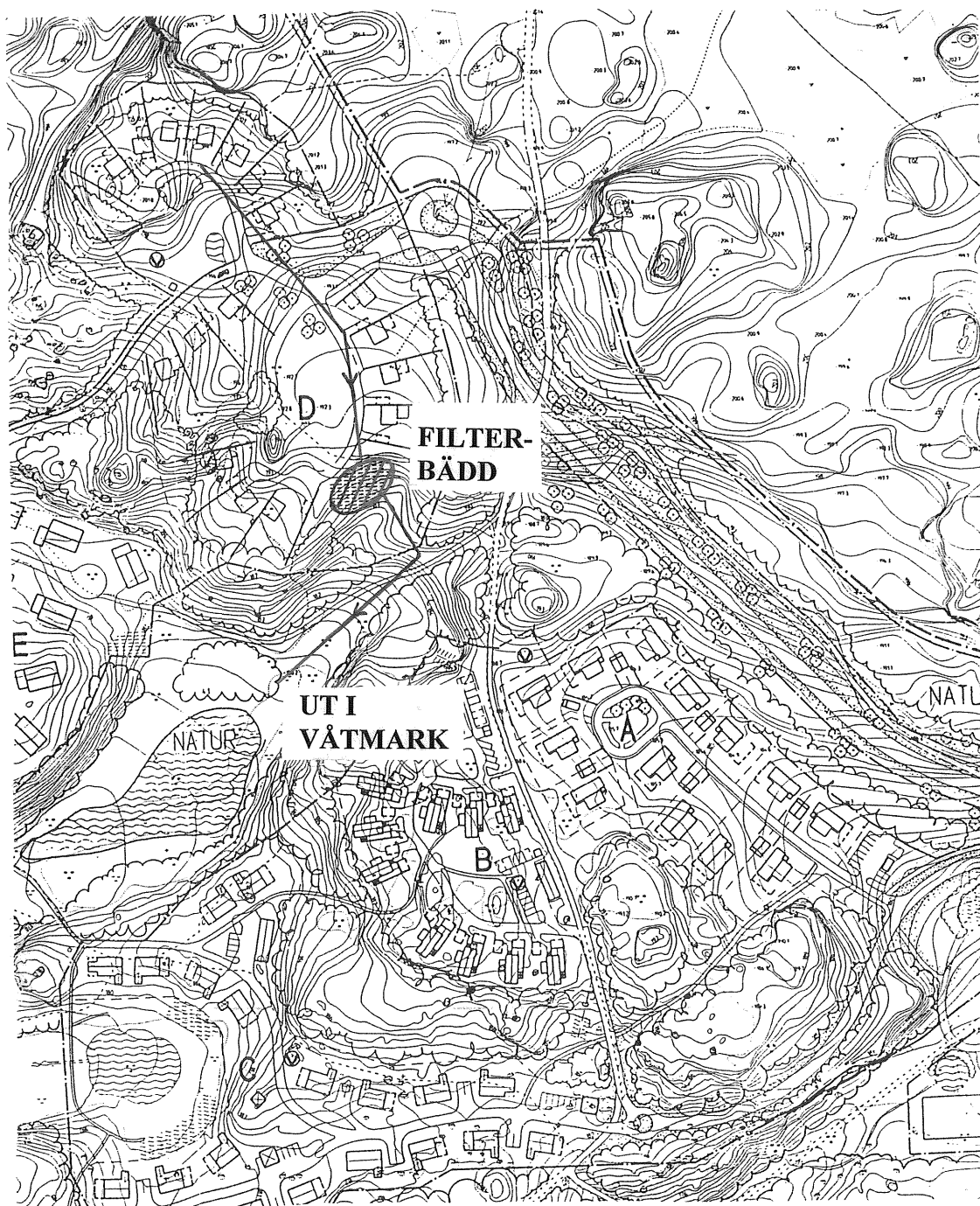


Figur 17 Filterbädds placering och ledningsdragning för förslag 2, område A

Fristad Bygg (område D):

Totalt behövs en filterbäddsyta av **45 m²**. Delas upp på två filterbäddsytor som körs intermittent med hjälp av pump, dvs. 25 m² × 2.

Vattnet förs med självfall till filterbädden från husområdet. Därefter pumpas vattnet ut på filterbädden intermittent över de två delytorna.

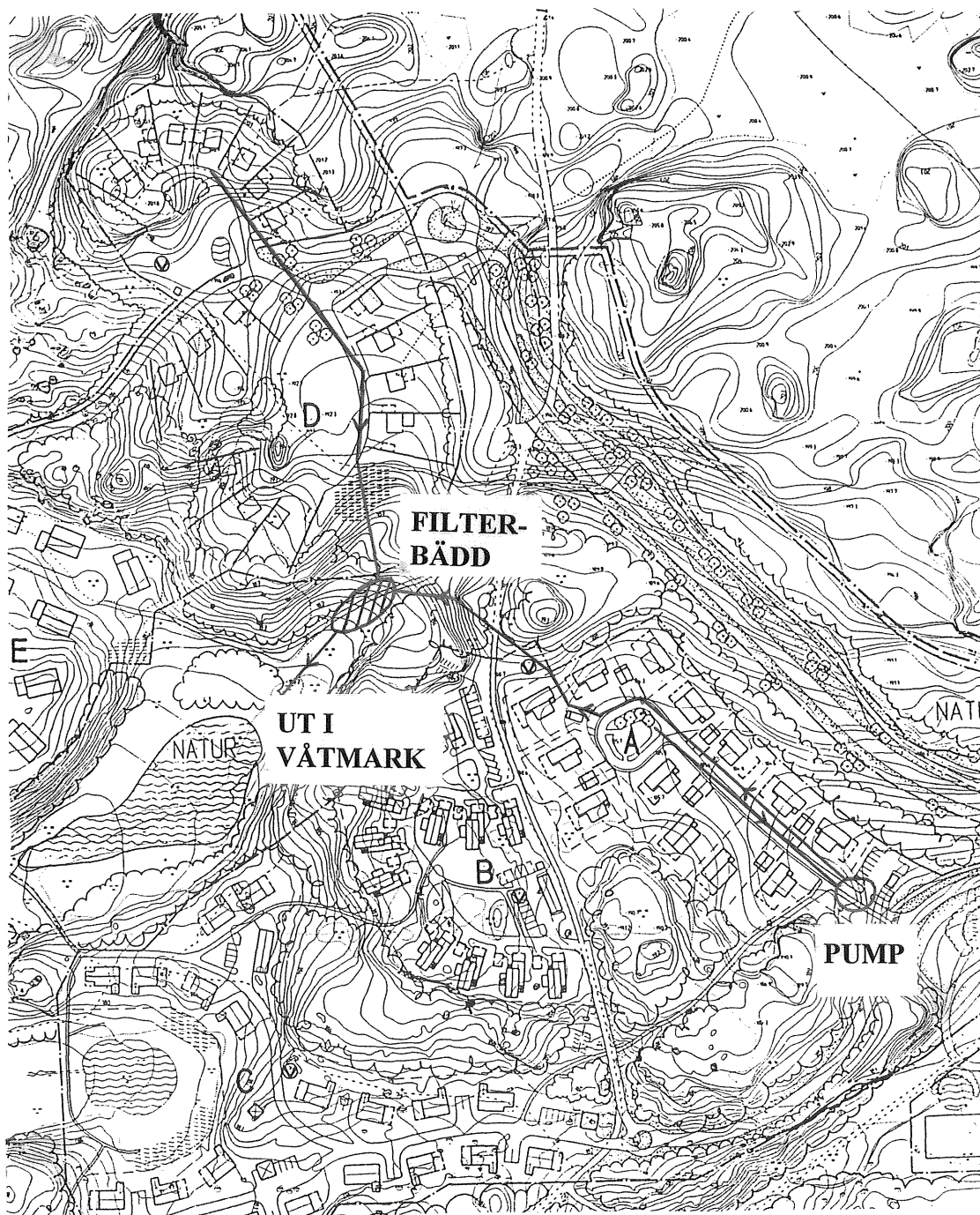


Figur 18 Filterbäddens placering och ledningsdragning för område D, förslag 2.

5.1.3 Förslag 3 (En gemensam filterbädd för de två delområdena)

Förslag 3 innebär att en gemensam filterbädd anläggs för rening av spillvatten från område A och D. Totalt behövs för de två områdena en gemensam filterbäddsyta på **80 m²**. Detta motsvarar ett 9x9 m² stort område i naturen. Den totala filterbäddsytan delas i två delområden om vardera 40 m² och dessa delområden körs sedan intermitternt med pump.

För varje husområde har man en separat urintank. Från område D rinner vattnet med självfall ner till den gemensamma filterbädden. Från område A är det också självfall för vattnet ner till en pump, som sedan pumpar upp det till filterbädden. Där renas det och släpps sedan ut i våtmarken bredvid.



Figur 19 Placering för gemensam filterbädd samt ledningsdragning

5.1.4 Förslag 4 (Minireningsverk)

Förslaget gäller för både delområde A och D som delar på ett minireningsverk. Urinen tas om hand i urintankar för spridning på åkermark. En tank för vardera delområde, alternativt ett par stycken mindre. En lantbrukare kommer och hämtar urinen några gånger om året för spridning på sina åkrar. Antingen kan man föra både fekalier och BDT-vatten till minireningsverket, eller endast BDT-vattnet. Då endast BDT-vattnet förs till minireningsverket så tas fekalier om hand i toalettsystemet (enkelspolande). Från område D är det självfall ner till reningsanläggningen. Från område A får BDT-vattnet pumpas till anläggningen. I reningsverket passerar först vattnet ett rensfilter och sedan en försedimentationsbassäng. Sedan i biosteg 1 och 2 reduceras bland annat syreförbrukande ämnen (BOD_7). Nästa reningssteg är eftersedimentering, där en fällningskemikalie tillsätts för att sedimenteringen skall bli effektivare. Slammet förs sedan till slamtanken, medan vattnet förs till recipient. I slamtanken lagras slammet innan avvattningen. Avvattningen sker med hjälp av ett system som avvattnar och paketerar slam från slamtanken. Säckarna forslas till ett upplag när de är fyllda. För att vatten skall kunna avdunsta sker förvaringen utomhus. Efter förvaring i minst ett år kan slammet återföras till invånarnas trädgårdar. Ett gemensamt minireningsverk installeras för de två delområdena tillsammans. För område D utnyttjas självfall för transport av spillvattnet till reningsverket. Från område A pumpas istället vattnet upp.

Förslag 4 behandlas ej mer i denna rapport eftersom detta alternativ ej bedöms vara speciellt kretsloppsanpassat.

6. KONSEKVENSER FÖR MILJÖN VID INFÖRANDET AV DE FÖRESLAGNA LÖSNINGARNA

6.1 Miljökonsekvenser för förslag 1 (En markbädd per delområde)

6.1.1 Effekter på miljön

Påverkan på mark:

Markbäddarna kan förläggas i eller ovan mark. I markbädden renas vattnet i tillfört sandmaterial och påverkar alltså ej den befintliga jorden nämnvärt. Spillvattnet släpps dock efter rening ut via en utloppsledning till något vattendrag varvid viss påverkan fås där. Markbäddarnas påverkan på markförhållandena är lokal.

Utsläpp till luft:

Lokala utsläpp:

- Under byggnadsskedet då markbäddarna anläggs fås utsläpp av föroreningar till luften på grund av transporter etc. Emissioner av framförallt koldioxid och kväveoxider fås då diesel förbränns.
- Under det att anläggningarna är i drift så sker även en hel del transporter. Dessa transporter bidrar till att ytterligare förorena luften.

Utsläpp sker även på en global nivå. Detta sker exempelvis vid tillverkning av utrustning typ slamavskiljare, sanitetsporslin och pumpstationer.

Utsläpp till vatten:

BDT-vattnet släpps efter rening i markbädd ut till befintliga våtmarker. För Fristad Byggs område sker utsläpp i en befintlig våtmark som finns i anslutning till det området. På sin väg mot recipienten luftas vattnet, vilket medför att det inte torde föreligga någon risk för syrebrist. BDT-vattnet från NCC:s område leds efter rening i markbädden i ledning till en bäck en bit bort, där det släpps ut för efterpolering.

I närrecipienten kommer näringsämnen, syreförbrukande ämnen med mera, att öka på grund av ovan nämnda utsläpp. Utsläpp till vatten (efter rening i markbädd) anges nedan. Värdena ges i kilo per år. Reningseffekt i slamavskiljning+markbädden beräknas till P: 40% , N: 30%, BOD₇: (minst) 90 % (Wängsell, 1994)

Observera att reningsgraden kan variera ganska mycket, bland annat beroende på markbäddens utformning och avloppsvattnets innehåll. Viktigt är att ha detta i åtanke då man studerar nedan framräknade värden.

NCC:s område (13 hus) :

Tabell 1 Utsläppsmängder efter rening i slamavskiljare+markbädd (Förslag 1, NCC)

Utsläppt ämne	Enkelspolande toalett	Dubbelspolande toalett
BOD ₇ (kg/år)	46,5	79,7
Total-fosfor (kg/år)	6,0	11,0
Total-kväve (kg/år)	11,6	29,1
Kalium (kg/år)	* (se nedan)	* (se nedan)

Fristad Byggs område (17 hus) :

Tabell 2 Utsläppsmängder efter rening i slamavskiljare+markbädd (Förslag 1, Fristad Bygg)

Utsläppt ämne	Enkelspolande toalett	Dubbelspolande toalett
BOD ₇ (kg/år)	60,8	104,2
Total-fosfor (kg/år)	7,8	14,3
Total-kväve (kg/år)	15,2	38,0
Kalium (kg/år)	* (se nedan)	* (se nedan)

* : Det finns ej några mätningar gjorda beträffande kaliumrening i slamavskiljare + markbädd (Lindh, 1997). Av denna anledning kan ej värden för kalium ges ovan. Reningen av kalium i markbäddar är dock väldigt låg.

Lokal påverkan på flora:

Floran kommer att påverkas där utsläpp av renat avloppsvatten sker i befintlig våtmark. Den växtlighet som etablerar sig i våtmarken kommer att gynnas av framförallt tillgängligt kväve i vattnet.

6.1.2 Störningar i närområdet

Lukt:

Vid normal drift kan det tidvis komma besvärande lukt från urin/slamtankar och slamavskiljare. Vid tömning av tankar och slamavskiljare är risken större att lukt uppstår. Genom lämplig placering och utförande kan man praktiskt reglera daglig lukt från tankar och slamavskiljare.

Risken för lukt från markbäddarna är liten under normal drift.

6.1.3 Hälsa och säkerhet

Smittspridningsrisken är liten om området där rening sker är avskilt från allmänheten.

6.1.4 Övrigt

Rekreation och kulturvärden påverkas ej. Behov av extra infrastrukturåtgärder pga markbäddarna, ex. anläggning av vägar fram till markbäddarna, blir ej aktuellt. Markbäddarna ligger nämligen placerade nära de vägar som planerats för husområdena. Markbäddarna påverkar ej ljusförhållandena för omkringliggande fastigheter. Landskapsbilden kommer inte heller att ändras radikalt på grund av anläggandet av markbäddar. Detta eftersom de kommer att placeras in och anpassas till terrängförhållandena. Bullerproblem som uppkommer på grund av

reningsanläggningen blir ej aktuellt. Endast ett obetydligt bullertillskott fås och detta uppkommer vid tömning av slamtankar samt urintankar.

6.2 Miljökonsekvenser för förslag 2 (En filterbädd för vardera delområde)

6.2.1 Effekter på miljön

Påverkan på mark:

Filterbäddarna anlägges på täta ytor samt så att läckage till undergrunden undviks. Risken för läckage blir därmed liten. Reningsanläggningarnas påverkan på markförhållandena är lokal.

Utsläpp till luft:

Lokala utsläpp:

- Under byggnadsskedet då filterbäddarna anläggs fås utsläpp av föroreningar till luften på grund av transporter etc. Då diesel förbränns uppkommer emissioner av framförallt koldioxid och kväveoxider.
- Utsläpp från avloppsanläggningarna. Från filterbäddarna kan kväve avgå till luften i form av kvävgas och ammoniak.
- Under det att anläggningarna är i drift så sker även en hel del transporter. Dessa transporter bidrar till att ytterligare förorena luften.

Utsläpp sker även på en global nivå. Detta sker exempelvis vid tillverkning av utrustning typ slamavskiljare, sanitetsporslin och pumpstationer.

Utsläpp till vatten:

Filtrerat BDT-vatten släpps ut till befintliga våtmarker. Vid haveri i de pumpstationer som beskickar filterbäddarna så kommer bräddning att ske förbi bäddarna och ut i närrecipienten. BDT-vattnet har dock, innan en eventuell bräddning sker, passerat slamavskiljare. I och med utsläppen av avloppsvatten till recipienten så kommer näringsämnen och syreförbrukande ämnen att öka väsentligt där.

Terrängen är kuperad och avrinningen kommer ske relativt snabbt. Detta medför att den lokala effekten på grund av utsläppen inte kommer bli särskilt stor. På sin väg mot recipienterna luftas vattnet, vilket medför att det inte torde föreligga någon risk för syrebrist. I närrecipienten kommer näringsämnen, syreförbrukande ämnen m m att öka på grund av ovan nämnda utsläpp. Utsläpp till vatten (efter rening i filterbädd) anges nedan. Värdena ges i kilo per år.

Reningsgrad som räknats med i slamavskiljare+filterbädd:

BOD₇ : 80%, P : 60%, N: 20% , Kalium 45% (Björkman, 1997)

Observera att beräkningarna har gjorts med undre gränsvärden. Detta för att få värden som med största sannolikhet ej underskrids. De reningsresultat man i verkligheten får är därför bättre i många avseenden, än de som här redovisas. Som exempel kan nämnas BOD₇. Om reningsgraden 90% erhålls istället för 80%, så får man för NCC:s område utsläppsnivån 79,7kg/år för dubbelspolande toalett. För enkelspolande fås motsvarande värde på 46,5 kg/år. Reningsgraden beror mycket på anläggningens utformning samt på spillvattnets innehåll då det släpps ut på filterbädden. Viktigt är alltså att värdena i tabellen ej tas alltför strikt.

NCC:s område (13 hus) :

Tabell 3 Utsläppsmängder efter rening i slamavskiljare+filterbädd (Förslag 2, NCC)

Utsläppt ämne	Enkelspolande toalett	Dubbelspolande toalett
BOD ₇ (kg/år)	93,0	159,4
Total-fosfor (kg/år)	4,0	7,3
Total-kväve (kg/år)	13,3	33,2
Kalium (kg/år)	4,6	13,7

Fristad Byggs område (17 hus) :

Tabell 4 Utsläppsmängder efter rening i slamavskiljare+filterbädd (Förslag 2, NCC)

Utsläppt ämne	Enkelspolande toalett	Dubbelspolande toalett
BOD ₇ (kg/år)	121,6	208,5
Total-fosfor (kg/år)	5,2	9,6
Total-kväve (kg/år)	17,4	43,4
Kalium (kg/år)	6,0	17,9

Lokal påverkan på flora:

Förutsättningarna kommer att ändras för den befintliga floran och faunan på de platser där filterbäddarna anläggs. Dock finns vissa förutsättningar för nyetableringar då filterytorna blir vegetationstäckta och fåglar kan komma åt ytorna.

Floran kommer även att påverkas där utsläpp av renat avloppsvatten sker i befintlig våtmark. Den växtlighet som etablerar sig i våtmarken kommer att gynnas av framförallt tillgängligt kväve i vattnet.

6.2.2 Störningar i närområdet

Lukt:

Risken för lukt från filterbäddarna är liten under normal drift.

Det kan dock tidvis komma besvärande lukt från urin/slamtankar och slamavskiljare. Vid tömning av tankar och slamavskiljare är risken större att lukt uppstår. Genom lämplig placering och utförande kan man praktiskt reglera daglig lukt från tankar och slamavskiljare.

6.2.3 Hälsa och säkerhet

Filterbädden skall inhägnas för att allmänheten ej skall komma nära. Detta eftersom filterbädden innehåller en hel del bakterier.

Slambil hämtar slam vilket innebär att människor ej kommer i kontakt med bakterier från slam vid detta moment.

6.2.4 Övrigt

Rekreation och kulturvärden påverkas ej. Behov av extra infrastrukturåtgärder pga filterbäddarna blir ej aktuellt. Filterbäddarna påverkar ej ljusförhållandena för omkringliggande fastigheter. Landskapsbilden kommer ej heller att ändras speciellt mycket. Efter en viss tid kommer filterbäddsyterna att bli bevuxna (självsådd).

Filterbädden inhägnas med stängsel eller täta snabbväxande häckar. Bullerproblem blir inte aktuellt.

6.3 Miljökonsekvenser för förslag 3 (gemensam filterbädd)

6.3.1 Effekter på miljön

Påverkan på mark:

Filterbädden anlägges på tät yta samt så att läckage till undergrunden undviks. Därmed blir risken för läckage liten. Reningsanläggningens påverkan på markförhållandena är lokal.

Utsläpp till luft:

Lokala utsläpp:

- Under byggnadsskedet då filterbädden anläggs fås utsläpp av föroreningar till luften på grund av transporter etc.
- Från filterbädden kan kväve avgå till luften i form av ammoniak och kvävgas.
- De transporter som man har under det att anläggningen är i drift, bidrar till att ytterligare förorena luften. Miljöpåverkan kommer dock ej bli särskilt stor med tanke på hur få dessa transporter är.

Utsläpp sker även på en global nivå. Detta sker exempelvis vid tillverkning av utrustning typ slamavskiljare, sanitetsporslin och pumpstationer.

Utsläpp till vatten:

Filtrerat BDT-vatten släpps ut till befintliga våtmarker. Vid haveri i de pumpstationer som beskickar filterbäddarna så kommer bräddning att ske förbi bäddarna och ut i närrecipienten. BDT-vattnet har dock, innan en eventuell bräddning sker, passerat slamavskiljare. I och med utsläppen av avloppsvatten till recipienten så kommer näringsämnen och syreförbrukande ämnen att öka väsentligt där.

Terrängen är kuperad och avrinningen kommer ske relativt snabbt. Detta medför att den lokala effekten på grund av utsläppen inte kommer att bli särskilt stor. På sin väg mot recipienterna luftas vattnet, vilket medför att det inte torde föreligga någon risk för syrebrist. I närrecipienten kommer näringsämnen, syreförbrukande ämnen m m att öka väsentligt på grund av ovan nämnda utsläpp. Utsläpp till vatten (efter rening i markbädd) anges nedan. Värdena ges i kilo per år.

Reningsgrad som räknats med i slamavskiljare+filterbädd:

BOD₇: 80%, P : 60%, N: 20% , Kalium 45% (Björkman, 1997)

Observera att beräkningarna har gjorts med undre gränsvärden. Detta för att få värden som med största sannolikhet ej underskrids. De reningsresultat man i verkligheten får är därför bättre i många avseenden, än de som här redovisas. Som exempel kan nämnas BOD₇. Om reningsgraden 90% erhålls istället för 80%, så får man då dubbelspolande toalett används ett utsläpp av BOD₇ på 184 kg/år. För enkelspolande gäller motsvarande 107,3 kg/år. Jämför dessa värden med de i tabellen nedan. Man kan då se stora skillnader i reningsresultat även om procentsatsen ej ökar speciellt mycket. Det är viktigt att ha detta i minnet och inte avskräckas på grund av något värde i tabellen, som man kanske tycker är högt.

Gemensam filterbädd för NCC:s och Fristad Byggs område (totalt 30 hus) :

Tabell 5 Utsläppsmängder efter rening i slamavskiljare+gemensam filterbädd (Förslag 3)

Utsläppt ämne	Enkelspolande toalett	Dubbelspolande toalett
BOD ₇ (kg/år)	214,6	367,9
Total-fosfor (kg/år)	9,2	16,9
Total-kväve (kg/år)	23,0	76,6
Kalium (kg/år)	10,5	31,6

Lokal påverkan på flora:

Förutsättningarna kommer att ändras för den befintliga floran och faunan på den plats där filterbädden anläggs. Dock finns vissa förutsättningar för nyetableringar då filterytorna blir vegetationstäckta och fåglar kan komma åt ytorna.

Floran kommer även att påverkas där utsläpp av renat avloppsvatten sker i befintlig våtmark. Den växtlighet som etablerar sig i våtmarken kommer att gynnas av framförallt tillgängligt kväve i vattnet.

6.3.2 Störningar i närområdet

Lukt:

Vid normal drift kan det tidvis komma besvärande lukt från urin/slamtankar och slamavskiljare. Vid tömning av tankar och slamavskiljare är risken större att lukt uppstår. Genom lämplig placering och utförande kan man praktiskt reglera daglig lukt från tankar och slamavskiljare. Risken för lukt från filterbädden är liten under normal drift.

6.3.3 Hälsa och säkerhet

Eftersom det vatten man sprider på filterbädden innehåller en hel del bakterier, så skall anläggningen inhägnas. Detta för att undvika att allmänheten kommer i direktkontakt med bakterierna. Slambil hämtar slammet som uppkommer i reningsprocessen. På så vis undviker man mänsklig direktkontakt med slammet.

6.3.4 Övrigt

Rekreation och kulturvärden påverkas ej. Behov av extra infrastrukturåtgärder pga filterbädden, ex. anläggning av vägar fram till filterbädden, blir ej aktuellt. Omkringliggande fastigheter får ej skymd utsikt på grund av anläggningen. Ej heller kommer landskapsbilden att ändras nämnvärt på grund av anläggandet av filterbädd. Efter en viss tid kommer filterbäddsyterna att bli bevuxna (självsådd). Filterbädden inhägnas med stängsel eller täta snabbväxande häckar. Om alternativet häckar väljs så smälter anläggningen bättre in i naturen och döljs på ett fint sätt. Detta eftersom de kommer att placeras in och anpassas till terrängförhållandena. Att välja en gemensam filterbäddsanläggning i stället för en var för områdena A och D, har bland annat fördelen att man koncentrerar ingreppet i landskapsbilden till ett ställe i naturen. Det är mer yteffektivt att nyttja en gemensam yta för omhändertagande av avloppsvattnet än flera små.

6.4 Miljömässig jämförelse av de olika förslagen

Det som i huvudsak skiljer förslagen åt miljömässigt är utsläpp av ämnen till recipient efter rening. Om man tittar på den rening som sker i en markbädd respektive filterbädd, så skiljer den sig en del åt. Nedan studeras reningsgraderna som uppnås i de olika anläggningstyperna. De sätts i relation till varandra för att se vilket som ger minst utsläpp.

- Reningsgraden i slamavskiljare+markbädd är följande:

BOD₇: minst 90%, P: 40%, N: 30% (Wångsell, 1994)

Ovan siffror är ungefärliga medelvärden.

- För slamavskiljare+filterbädd blir reningseffekten enligt:

BOD₇: 80-90% , P: 60-90%, N: 20-40% (Björkman, 1997)

I de beräkningar som gjorts tidigare i detta kapitel beträffande utsläppsnivåer till recipient, så har de lägsta gränsvärdena ovan använts. Det är dock mer troligt att vi ligger någonstans mitt i intervallen. Reningseffekten är väldigt bra när filterbädden är ny. Då har man exempelvis ofta en fosforreduktion på mer än 90 %. Den avtar allteftersom bädden blir mättad. Man kan lätt genom provtagning av det utgående vattnet från filterbädden, kontrollera vilken reningsgrad som uppnåtts. Det är bara att byta ut den övre delen av sanden i filterbädden då man anser att reningsförmågan blivit för dålig. Då uppnås på nytt bra reningsresultat.

Filterbädd har betydligt högre fosforreduktion än markbädd. Kvävereningen är ungefär samma för båda alternativen medan BOD₇ - reduktion är aningen bättre i markbädd. Detta kan dock variera från fall till fall. Att döma av ovan resonemang så borde filterbädd vara ett bättre alternativ än markbädd.

Det är dessutom lättare att byta sand i filterbädden gentemot om motsvarande åtgärd skulle göras i en markbädd. Man kan även använda den näringsrika sanden från filterbädden i jordbruk odyl. För markbäddsalternativet är det svårt att få en recirkulation av näringsämnen. En sak som ytterligare pekar på fördelen med filterbädd är att den tar betydligt mindre yta i anspråk i naturen jämfört med markbädd. Detta innebär större ytor för rekreation etc.

Skall man då välja en gemensam filterbädd (förslag 3) eller en filterbädd för vardera delområde (förslag 2)? Mycket beror på hur stora utsläppsmängder som recipienten kan ta emot. Den våtmark, som för förslag 3, skall ta emot vattnet efter rening har inte några speciella krav beträffande utsläpp. Alltså finns här inga hinder för att välja en gemensam filterbädd om så önskas. Med avseende på ytanspråk i naturen, så är det bättre att samla reningen på ett gemensamt ställe för de båda delområdena. En sådan lösning kan dock få konsekvenser för de boende. Som exempel kan nämnas att de boende kanske ej känner lika stort ansvar för en reningsanläggning som är gemensam för två områden. Dessutom påverkas floran i våtmarken mer, ju högre utsläppsmängden är. På så sätt kan det vara bra att sprida utsläppen till flera olika recipienter. Slutsats av detta blir att förslag 2 rekommenderas ur miljösynpunkt.

7. KONSEKVENSER FÖR DE BOENDE VID INFÖRANDE AV DE OLIKA FÖRESLAGNA LÖSNINGARNA

Att bo i ett område med ekologisk profil kan påverka de boendes vardag en hel del. Det finns både positiva och mindre positiva aspekter på detta. De boende påverkas bland annat av valet av reningsanläggning (ex. markbädd, filterbädd) samt av valet av toalett (dubbelspolande eller enkelspolande). Många lösningar kräver att hushållen tar mer ansvar och gör mer arbete. De kräver ändrade beteenden och disciplin. Förändring av vanor och beteenden kan inte reduceras till en fråga om motivation, information och skapande av en positiv attityd. Det är också en fråga om hushållens praktiska möjligheter: handlingsutrymme, förmåga, resurser som tid och kunskaper m m. (Dahlman, 1996)

7.1 Förslag 1 (En markbädd för vardera delområde)

7.1.1 Hur de boendes livsmönster påverkas

Att bo i en by med lokala ekologiska VA-system medför att de boendes vardag påverkas en hel del. Användande av urinseparerande toaletter innebär att beteendet hos användarna måste ändras gentemot vad man kanske vant sig med (konventionella toaletter). Det är ett beteende som måste inläras, men som inte är speciellt svårt att vänja sig vid. Även män måste sitta vid urinerings för att separeringen skall fungera tillfredsställande. Detta beteende kan vara lite ovant till en början, men är en vanesak. Urinen samlas upp i en skål i främre delen av toaletten medan fekalierna i bakre delen. Om enkelspolande toaletter installeras samlas fekalierna upp i en plasttunna i husets källare eller krypgrund. Denna plasttunna skall bytas cirka var tredje månad vilket de boende lämpligen själva gör. Det är enkelt att byta tunna eftersom vikten av en full tunna endast är 10-12 kilo. Fekalierna lagras i 6 månader och förs sedan till kompost. För äldre människor kan det många gånger vara jobbigt att byta tunna själv samt att sedan transportera den till komposten. Eventuellt kan man i så fall anlita någon som tömmer tunnorna, om man ej vill ta hand om det själv. Även hushållsavfall förs till kompost. Varje hushåll kan exempelvis utrustas med en liten kärra eller skottkärra som man kan använda för denna transport om man har stora mängder avfall. De boende kanske inte är vana att källsortera och det kan bli ett nytt inslag i deras liv i och med att de bor i ekobyområdet.

Alternativ till enkelspolande toalett är ett dubbelspolande system. Väljs ett sådant blir avloppshanteringen lite enklare för de boende. Inga tunnor behövs då som skall tömmas eller transporteras till kompost. Om man har dubbelspolande toalett så spolas fekalierna till en separator, som separerar det fekala materialet från spolvattnet. Sedan sker pH-höjning av vattnet innan det leds ut tillsammans med BDT-vattnet till en markbädd. Miljömässigt släpps mer ut i naturen då man har dubbelspolande toalett gentemot om enkelspolande system väljs. Att ha en markbädd där rening av spillvattnet sker, innebär även det en del extra arbete för de boende (se kap. 7.1.2).

7.1.2 Underhållsåtgärder

- Om enkelspolande toalett installeras så behöver man byta tunnan med fekalier ca var tredje månad. Denna skall lagras i 6 månader och sedan köras till kompost. Tunnan rengöres sedan. För dubbelspolande toalett behövs ej dessa moment.
- Igensättning i urinledningen kan förekomma. Igensättningar orsakas av att ämnen kristalliserar i ledningarna. För att lösa upp proppar kan man använda citronsyra. Ökad spolvattenmängd minskar även risken för igensättning, men urinen blir då mer utspädd. Detta leder till att urintankarna måste tömmas oftare än beräknat.
- Efter ett tag blir markbäddssanden mättad på fosfor och reningsförmågan försämras. Då behöver sanden bytas ut mot ny. Intervallet för denna underhållsåtgärd beror bland annat på mängd och innehåll av det som släpps ut i markbädden. Vanligtvis är dock intervallet mellan byten större än 10 år.
- Tömning av slam i slamavskiljare några gånger per år. Sker lämpligen med slambil.
- Avloppspumpen skall övervakas (om sådan finns)
- Skiftning av bädd om flera enheter finns.
- Urintankarna skall tömmas en till ett par gånger per år beroende på deras kapacitet. Den eller de lantbrukare som skall sprida urinen på sina åkrar kommer och tömmer tankarna.

7.1.3 Olägenheter som kan uppstå

- Ett nytt toalett beteende hos de boende får inläras då urinseparerande toaletter införs.
- Tunnan som ingår i det enkelspolande toalettssystemet kan vara svår att få riktigt ren. Om tunnan är i plast, så kan den missfärgas med tiden. Detta kan upplevas som ohygieniskt.
- Då enkelspolande toalett används, så kan luktproblem förekomma i samband med strömavbrott. Detta eftersom frånluftsfläkten från toalettutrymmet då ej fungerar.
- Problem med flugor som kläcks i fekaliebehållaren och som sedan sprider sig i lägenheten, kan uppkomma då enkelspolande toalett används.
- Lukt kan uppkomma om kopplingen mellan toalettens rör för urin och röranslutningen i golv eller vägg är otät. Lukt kan i sådana fall spridas från urintankarna och in på toaletterna.
- Även då man använder dubbelspolande toalett kan lukt uppkomma. Om vattenlås finns på toaletterna minskar dock risken för detta.

7.1.4 Driftsekonomi

- Slamavskiljarna töms med slambil. Detta görs några gånger per år beroende på slammängd. Detta moment innebär en viss kostnad.
- För dubbelspolande toalettssystem används bränd kalk för att eliminera bakterier och virus. Kalk skall köpas in, vilket medför viss kostnad. Denna är dock ej speciellt stor.
- Byte av markbäddssand görs relativt sällan och kan göras av de boende själva om intresse finns. Kostnaden för den sand som behöver bytas blir ej speciellt hög om den slås ut över de år anläggningen är i drift. All sand behöver ej heller bytas ut, utan det räcker ofta med de övre lagren i bädden.

7.2 Förslag 2 (En filterbädd för vardera delområde)

7.2.1 Hur de boendes livsmönster påverkas

Livsmönstret för de boende blir ungefär samma som i fallet med markbädd (kap 7.1.1). Samma förutsättningar för toalettsystemen gäller. För filterbädd kan dock vissa andra underhållsuppgifter förekomma. Kratta bort alger på ytan är ett sådant exempel. Med en filterbädd i området görs reningsprocessen synlig, vilket kan vara bra i en ekologisk by. Man får då större insikt i processen. Livsmönstret för de boende ändras dock inte drastiskt på något sett. Det mest annorlunda som de boende kommer i daglig kontakt med är väl i så fall toaletterna, som är urinseparerande. Om enkelspolande toaletter väljs blir arbetsbelastningen för de boende större gentemot om dubbelspolande system väljs.

7.2.2 Underhållsåtgärder

- Eftersom filtersanden blir väldigt näringsrik sker algpåväxt efter ett tag på filter-sanden. Om detta blir omfattande kan man behöva kratta på ytan för att få bort en del. Även vegetation kan börja växa i filtersanden och man kan få problem med kraftiga rötter i bädden. Då kan det bli problem för vattnet att sippra ner i bädden. Skulle detta inträffa kan man behöva ta bort vegetationen samt rötter. Detta är dock inte speciellt jobbigt.
- Filterbäddssanden skall bytas då den blivit mättad på fosfor. De övre 20 centimetrarna sand grävs då bort och byts ut mot ny. Åtgärden är enkel och inte speciellt kostsam. Detta bland annat på grund av att volymen sand som skall bytas ej är speciellt stor. De boende kan utföra åtgärden själv eller hyra någon som gör det.
- Det kan bli stopp i urinledningen från toaletten. Den behöver då rensas. De flesta stopp som skett i de urinsortande toaletterna är dock i vattenlåset och orsakas av hår.
- Om enkelspolande toalett installeras behöver man byta tunnan med fekalier ca var tredje månad. Denna skall lagras i 6 månader och sedan köras till kompost. Tunnan rengöres sedan. För dubbelspolande toalett behövs ej dessa moment.
- Avloppspumpen skall övervakas (om sådan finns)
- Skiftning av bädd om flera enheter finns.
- Urintankarna skall tömmas en till ett par gånger per år beroende på deras kapacitet. Den eller de lantbrukare som skall sprida urinen på sina åkrar kommer och tömmer tankarna.
- Tömning av slam i slamavskiljare några gånger per år. Tömningen sker lämpligen med slambil.

7.2.3 Olägenheter som kan uppstå

- Ett nytt toalett beteende hos de boende får inläras då urinseparerande toaletter införs.
- Lukt kan förekomma (samma gäller för toalettyperna som kap 7.1.3)
- Tunnan som ingår i det enkelspolande toalettsystemet kan vara svår att få riktigt ren.
- Om man har enkelspolande toalett så kan det bli problem med flugor.

7.2.4 Driftsekonomi

- Sand bytes i filterbäddarna efter ett tag (troligen mer än 15 år mellan intervallen för byte). Endast övre 20 centimetrarna bytes, vilket medför att kostnaden för sand ej blir speciellt stor. Dessutom är ytan som tas i anspråk för filterbäddar mindre än den som krävs vid anläggande av markbädd. Anläggnings- och driftskostnaderna för filterbädd blir mindre än för markbäddsalternativet.
- Slamavskiljarna töms med slambil. Detta görs några gånger per år beroende på slammängd. Detta moment innebär en viss kostnad.
- För dubbelspolande toalettsystem används bränd kalk för att eliminera bakterier och virus. Kalk skall köpas in, vilket medför viss kostnad. Denna är dock ej speciellt stor.

7.3 Förslag 3 (Gemensam filterbädd för de två delområdena)

7.3.1 Hur de boendes livsmönster påverkas

Livsmönstret för de boende blir ungefär samma som i fallet med markbädd (kap 7.1.1). Samma förutsättningar för toalettsystemen gäller. För filterbädd kan dock vissa andra underhållsuppgifter förekomma. Kratta bort alger på ytan är ett sådant exempel. Med en filterbädd i området görs reningsprocessen synlig, vilket kan vara bra i en ekologisk by. Man får då större insikt i processen. Livsmönstret för de boende ändras dock inte drastiskt på något sett. Det mest annorlunda som de boende kommer i daglig kontakt med är väl i så fall toaletterna, som är urinseparerande. Om enkelspolande toaletter väljs blir arbetsbelastningen för de boende större gentemot om dubbelspolande system väljs.

Underhållsåtgärdena för den gemensamma filterbädden blir lite mindre för varje hushåll, gentemot om man haft en bädd för vardera område. Troligen har folk mindre förståelse och känner mindre ansvarskänsla om man har en stor gemensam anläggning gentemot mer lokala mindre alternativ.

7.3.2 Underhållsåtgärder

- Stopp i urinledningen kan medföra att denna behöver rensas.
- Luktproblem kan komma från urintank och toalett. Detta undviks till viss del genom rätt installationer och vattenlås. Om dubbelspolande toalett väljs fås mindre underhåll än om enkelspolande väljs.
- Filterbädden behöver underhållas. Kratta bort alger, ta bort vegetation som blivit kraftig i filterbädden, samt byte av sand (görs sällan!), är de huvudsakliga underhållsåtgärdena.
- Avloppspumpen skall övervakas (om sådan finns)
- Skiftning av bädd om flera enheter finns.
- Urintankarna skall tömmas en till ett par gånger per år beroende på deras kapacitet. Den eller de lantbrukare som skall sprida urinen på sina åkrar kommer och tömmer tankarna.
- Tömning av slam i slamavskiljare några gånger per år. Tömning sker lämpligen med slambil.

7.3.3 Olägenheter som kan uppstå

- Ett nytt toalett beteende hos de boende får inläras då urinseparerande toaletter införs.
- Lukt kan förekomma från toaletterna. Om man har vattenlås minskar dock risken för detta.
- Tunnan som ingår i det enkelspolande toalettsystemet kan vara svår att få riktigt ren. Om tunnan är i plast, så kan den missfärgas med tiden. Detta kan upplevas som ohygieniskt.
- Då enkelspolande toalett används, så kan luktproblem förekomma i samband med strömbavbrott. Detta eftersom frånluftsfläkten från toalettutrymmet då ej fungerar.
- Problem med flugor som kläcks i fekaliebehållaren och som sedan sprider sig i lägenheten, kan uppkomma då enkelspolande toalett används.
- Lukt kan uppkomma om kopplingen mellan toalettens rör för urin och röranslutningen i golv eller vägg är otät. Lukt kan i sådana fall spridas från urintankarna och in på toaletterna.

7.3.4 Driftsekonomi

- Att anlägga en stor filterbädd för båda delområdena tillsammans är mer ekonomiskt än om separata anläggningar byggs. Det kan dock vara lättare att få folk i områdena att känna ansvar för reningsanläggningarna om de finns närmare respektive område och i mindre skala. Byggs separata anläggningar finns större chans att folk underhåller bädden mer.
- Övre lagret av filtersanden behöver bytas ut då den blivit mättad på fosfor. Detta innebär dock ej speciellt stora utgifter eftersom byte sker relativt sällan.
- En del åtgärder som kan behövas utföras emellanåt, såsom krattning av alger på filterbäddens yta samt borttagande av vegetation i bädden, kan med fördel utföras av de boende själva. Dessa underhållsuppgifter är ej speciellt betungande.

8. SLUTRESULTAT

8.1 Rekommenderat system (för vardera delområde)

För båda delområdena rekommenderas förslag 2. Förslaget går ut på att varje delområde har varsin filterbädd för rening av spillvatten. Dubbelspolande urin-separerande toaletter väljs eftersom det visat sig medföra en hel del problem med enkelspolande. Lämpligen väljes toaletten Dubletten från BB Innovation & Co AB. Detta eftersom den erfarenhetsmässigt har visat sig bättre än den från WM-Ekologen. Dublettens största fördel är att den drar mindre vatten vid spolning gentemot WM-Ekologen. Dubletten är något dyrare, vilket dock borde ha marginell betydelse i detta sammanhang.

8.2 Miljöpåverkan för rekommenderat system

Filterbäddarna tar inte speciellt stor yta i anspråk. De bidrar ej heller till störningar typ buller och skymda ljusförhållanden för bebyggelse. Däremot innehåller spillvattnet en hel del bakterier. Detta släpps ut på filterbäddarna och man bör därför inhägna reningsanläggningen så att allmänheten ej kommer nära. I den recipient där utsläpp sker efter rening, kommer halten av näringsämnen att öka. Bland annat sker en ökning av halterna BOD₇, fosfor och kväve. Hur mycket de påverkar miljön där de släpps ut beror av en rad faktorer. Bland annat påverkar genomströmningshastighet i recipienten, storlek med mera. Val av toalettsystem är en annan viktig faktor som påverkar. Om enkelspolande toalett väljs får man betydligt lägre utsläppsvärden gentemot dubbelspolande. Anledningen till att dubbelspolande ändå väljs är att de erfarenhetsmässigt har visat sig fungera bättre. Det är svårt att bedöma hur mycket respektive recipient kan ta emot av de olika ämnerna. I de recipienter där vattnet släpps ut i Hestra området, har inga speciella krav framlagts av miljö- och hälsoskyddskontoret i Borås. Av den anledningen borde det inte föreligga några hinder från att välja ett sådant här system. För utsläppsvärden och mer information se kapitel 6.2.

8.3 Metod för att mäta reningsgrad

Lämpligen tas ett vattenprov innan rening i fördelningsbrunnen. Man ser då hur mycket spillvattnet innehåller av olika ämnen innan rening. Efter rening kan man ta ett prov i en brunn belägen strax efter anläggningen, dock före utsläpp till recipient. Uppnådd reningsgrad är skillnaden mellan de två provtagningsvärdena. Om man erhåller en dålig reningsgrad, så kan det bero på att sanden i filterbädden har blivit mättad på fosfor. Man kan då behöva byta ut en del sand för att reningsförmågan skall bli bättre.

BILAGA 1

1. ALLMÄNT PERSPEKTIV PÅ VA-SYSTEM

1.1 VA-system/Avloppshantering förr

De första anläggningarna för vatten anlades troligen i Egypten för konstgjord bevattning. Den antika va-tekniken vidareutvecklades i medelhavsområdet och nådde sin höjdpunkt med Romarriket. Va-tekniken förföll som teknisk kunskap i och med Romarrikets fall. Först under 1850-talet började man inse sambandet mellan kolera, tyfus etc och dricksvattenförsörjningen. Det dröjde dock innan dessa kunskaper kunde tillämpas fullt ut. Ett antal olika epidemier gjorde att folk insjuknade och dog. Genom utbyggnaden av avloppssystem och renhållning löstes sedan många av städernas sanitära problem. Smittspridningen minskade. En utbyggnad av kommunala och industriella avloppsnät innebar emellertid att olägenheterna flyttades från tätorterna och bebyggelsen till vattendragen. Krav ställdes av myndigheter att vattnet skulle renas innan utsläpp i recipient.

De historiska myndighetskraven på avloppsrening kan sammanfattas enligt följande:

År 1910	Inga krav
År 1930	Mekanisk rening
År 1950	Biologisk rening
År 1970	Fosforavskiljning
År 1990	Kväveavskiljning

(Hargelius, 1994)

1.2 Hur ser det ut i dagsläget

Dagens avloppssystem bygger på vattentoaletten. Dagens traditionella VA-teknik med reningsverk är storskalig, lineär och icke kretsloppsanpassad. Den moderna VA-tekniken är en ung teknik under utveckling. Vi har nått en bit på vägen, men mycket återstår att lösa. Livsmedlet vatten används till allt. Endast 5 % används till matlagning.

Endast en liten bråkdel av jordens befolkning har någon form av avloppssystem. Mindre än 10% ? Så vad vi i västvärlden gör, utgående från våra erfarenheter, kan bilda mönster och förebilder för resten av världen.

Det finns en hel del problem med dagens VA-system. Bland annat finns det svårigheter att få fram tillräcklig mängd bra vatten på vissa platser. Problem finns även med läckande vatten- och avloppsledningar, samt bräddning vilket medför att orenat avloppsvatten rinner ut. Dagvatten ansluts ibland till avloppsreningsverken med risk för utspolning av VA-verken vid stora nederbördsmängder. Med dagvattnet följer gummirester från gator, platina från katalysatorerna, oljespill m m. Processvatten från industrier med innehåll av tungmetaller, gifter, olja, lösningsmedel m m, blandas med humanavloppet. Våra soptippar läcker till grundvattnet.

Reningsverken har en otillräcklig rening. Både smittsamma mikroorganismer och närsalter kommer ut i våra vattendrag. I dagens VA-system dödas bakterier effektivt men virus slinker igenom. Man har hittat ca 25 olika patogena virus i mänskliga fekalier. De lever 3 till 24 månader och kan kapsla in sig. Vid en normal magtarmsjukdom producerar man ca 10 miljarder virus per dygn. En del hamnar i recipienten. Ingen kontrollerar fortlöpande mängden virus som lämnar reningsverken, varken i

Sverige eller i andra länder. Kommunerna står inför stora investeringar om man ska fortsätta bygga ut och förbättra de befintliga avloppssystemen. Inte minst kravet på kvävereduktion drar stora kostnader. (Nyquist, 1997) Kanske är det dags att ändra systemet?

1.3 Utsläpp av avloppsvatten

Utsläpp av avloppsvatten har här delats in i underrubrikerna: Utsläpp från avloppsanläggningar samt utsläpp via dagvatten. Viktigt är att man alltid strävar efter att ge naturen minimal negativ påverkan vid utsläpp av olika slag. I dagsläget finns fortfarande en hel del att göra för att minska denna påverkan. Kapitel 2.3.1 samt 2.3.2 nedan har hämtats ur Vatten, avlopp och miljö (SNV, 1993)

1.3.1 Utsläpp från avloppsanläggningar

De miljöeffekter som utsläpp av avloppsvatten ger upphov till, beror på vilka föroreningar som leds till avloppsanläggningarna samt på avloppssystemets tekniska utformning och skötsel. Dessutom beror det på recipientens känslighet i förhållande till belastningen av föroreningar. Det som alltid ingår i spillvatten från hushållen är organiskt material, kväve, fosfor och bakterier. I första hand har de reningsmetoder som används utvecklats för att reducera dessa typer av föroreningar. Utsläpp av kväve och fosfor bidrar till övergödningen av sjöar, vattendrag och hav. Utsläpp av ammonium och organiskt material kan förorsaka syrebrist i recipienten, då syre förbrukas när dessa ämnen bryts ned eller omvandlas av mikroorganismer i vattnet.

Förutom de normala föroreningarna som finns i avloppsvatten, leds även andra typer av föroreningar som huvudsakligen inte är behandlingsbara i reningsanläggningar, till avloppssystemen. Dessa föroreningar kommer från anslutna industrier, avfallsupplag, bilvårdsanläggningar, hushållens kemikalieanvändning och så vidare. Korrosion i till exempel tappvattensystemen leder till att koppar leds till reningsverken. Även andra metaller finns i renvattnet, normalt dock i låga halter.

I de fall dagvatten leds till reningsverken (kombinerade ledningssystem) kan föroreningarna också härstamma från spill av kemikalier, korrosion av byggnader och bilar, luftföroreningar osv. Förutom att de icke behandlingsbara föroreningarna kan leda till störningar på växt- och djurliv i recipienterna, kan de störa driften av reningsverken och förorena det slam som uppkommer vid reningen. Om flyktiga organiska föreningar, exempelvis lösningsmedel, finns i avloppsvattnet kan de drivas av vid reningen av vattnet och omvandlas till skadliga utsläpp. De restföroreningar som man ej lyckats ta bort från avloppsvattnet genom reningsprocesser släpps ut tillsammans med det renade avloppsvattnet. I de fall där ledningssystemet är bristfälligt utformat kan också betydande mängder bräddas ut helt orenat till recipienten via brädd- eller nödavlopp. Även från dåligt underhållna och otäta ledningar kan avloppsvatten läcka ut i marken. Utsläpp från småskaliga avloppsanläggningar innehåller mera sällan andra föroreningar än de som härrör från hushåll. En skillnad i förhållande till kommunala avloppsreningsverk, förutom att andra reningsmetoder används, är att utsläppen är svårkontrollerbara och svåra att överblicka på grund av det stora antalet.

1.3.2 Utsläpp via dagvatten

Med dagvattenutsläpp avses utsläpp från separata dagvattenledningar. Dagvatten är det vatten som rinner av från hårdgjorda ytor, gator, parkeringsplatser, tak osv. inom tätorterna. Dagvattnet leds sedan ut till närmsta vattendrag. Till dagvattennätet kan också vissa typer av verksamheter vara anslutna. Det kan till exempel vara renat avloppsvatten från industrin eller icke förorenat kylvatten.

I en del tätorter, speciellt i äldre stadsdelar, saknas separata dagvattenledningar. Dagvattnet leds då istället med det vanliga avloppsvattnet till reningsverket. Dagvatten innehåller varierande mängder av suspenderat material, bakterier, fosfor, kväve, organiska ämnen och fosfor. De organiska ämnena utgörs dels av lättnedbrytbara ämnen men även av mer svårnedbrytbara ämnen som klorerade organiska föreningar. Föroreningarna i dagvattnet härstammar från till exempel biltrafiken, korrosion från byggnader, stoftnedfall, förorenad nederbörd och kemikaliespill.

De effekter som dagvattenutsläpp kan ge upphov till är exempelvis påverkan av tungmetaller i recipienten, grumlingar och eutrofiering. Utsläppen kan också leda till mer storskaliga effekter genom att till exempel olja och stabila organiska föreningar kan spridas över stora vattenområden.

1.4 Hot mot dricksvattenförsörjningen

Miljöfrågorna inom va-sektorn avser dels kravet på tillräcklig tillgång på rent vatten för olika ändamål, dels kraven på att avloppshanteringen skall ske på ett effektivt sätt ur hushållningssynpunkt samt att hanteringen inte får leda till oacceptabel miljöpåverkan.

Dricksvattenförsörjningen berör miljöfrågorna på olika sätt, dels genom den miljöpåverkan som orsakas av uttaget av vatten och utsläpp från de stora vattenverken, dels genom den yttre miljöpåverkan som andra sektorer har på vattenförsörjningen. De hot som finns generellt mot grund- och ytvattnet gäller också för dricksvattenförsörjningen.

Utsläpp eller läckage av fosfor och kväve från till exempel avloppsanläggningar, jordbruk och industrier kan utgöra ett allvarligt hot mot vattenförsörjningen. Grundvattnet riskerar främst att förorenas av nitrat från läckage i jordbruket och i vissa fall från enskilda avloppsanläggningar. I dricksvatten utgör förhöjda nitrathalter ett hälsoproblem. Särskilt känsliga är spädbarn.

I och med utsläpp av eutrofierande ämnen som kväve och fosfor fås övergödning av sjöar och vattendrag. Övergödningen kan leda till algblomningar och förändrad art-sammansättning hos växtplankton, vilket kan leda till smakförändringar och risk för förgiftning av vattnet (algtoxiner).

Även utsläpp av andra typer av föroreningar, exempelvis från olika industrier, kan lokalt och regionalt utgöra ett hot mot vattentäkterna. Det kan till exempel röra sig om utsläpp av stabila organiska föreningar och metaller.

Ett annat hot mot dricksvattentillgångarna är de många transporter som görs av farligt gods i våra största vattentäkter Vänern och Mälaren. Olycksfall med dessa transporter kan hota nyttjandet av sjöarna som vattentäkter. Även transportolyckor på land, där farlig last är inblandad, kan påverka dricksvattentillgången. Diverse farliga ämnen kan läcka ut till grundvattnet etc. i området, och göra detta otjänligt som dricksvatten. Kapitel 2.4 är hämtat från Vatten, avlopp och miljö, (SNV, 1993).

1.5 Agenda 21

I juni 1992 ägde FN:s konferens om miljö och utveckling rum i Rio de Janeiro. Konferensen antog dokumenten Riodeklarationen, Agenda 21 och skogsprinciperna samt konventionerna om klimat och mångfald. Miljöproblemen behandlades inte isolerat utan sattes också i samband med ekonomisk och social utveckling, överkonsumtion samt fattigdom och obalans i utnyttjandet av resurser.

Agenda 21, som är ett handlingsprogram för det 21:a århundrandet, har på kommunal nivå väckt stor uppmärksamhet. Det syftar till att komma till rätta med de största miljöproblemen och vill lägga grunden för en långsiktigt bärkraftig utveckling. Centrala begrepp i agenda 21 är uthållighet, underifrånperspektivet och det sekellånga perspektivet. Begreppet uthållighet syftar här till att finna lösningar på hur världen skall kunna utvecklas utan att människan tär på naturresurserna, en långsiktigt bärkraftig utveckling. Med underifrånperspektivet menas att alla medborgare i hushåll, industrier, jordbruk mm måste engageras i miljöarbetet om man skall kunna uppnå långsiktighet och bärkraft. Agenda 21 anger dessutom en strävan mot ett sekellångt perspektiv i planeringen när det gäller miljövårdsprogram o dyl. Som det är nu i Sverige arbetar kommunerna sällan med längre tidshorisont än 10-20 år när det gäller sådana program. Idag pågår FoU-projekt vid högskolor, universitet och i kommuner om utveckling av dagens va-teknik och ny teknik mot större uthållighet. Nya lösningar prövas ur perspektiv som skötselbehov, hygien, ekonomi, resursförbrukning inkl energiförbrukning, påverkan på mark m m. (Helmrot, mfl., 1995)

1.6 Framtidens VA-system

1.6.1 Globala problem i framtiden samt krav på framtidens VA-system

Det kanske största globala problemet på jorden är befolkningsutvecklingen. Vid förra sekelskiftet var jordens befolkning ca. 1,7 miljarder. Av dessa bodde ca 250 miljoner i städer. Idag är vi nästan 6 miljarder invånare varav hälften bor i städer. För närvarande ökar befolkningen på jorden med 2 % per år. Med ett årligt tillskott på 2 %/år fördubblas jordens befolkning på 35 år! Jordens befolkning kan om 35 år vara 12 miljarder och då bor troligen ca. 70 % i städer, dvs. ca 8,5 miljarder. Vissa forskare tror att utvecklingen planar ut något och sätter prognosen till 10,2 resp. 7,5 miljarder. I värsta fall skall vi alltså bygga städer för ytterligare 5,5 miljarder människor under loppet av 35 år! Hur löser vi då försörjningen i framtidens städer när det gäller vatten, avlopp, mat, energi etc.? Många hot finns, exempelvis vattenbrist, matbrist, konstbevattning ger försaltning, näringsämnen sedimenterar, den biologiska mångfalden minskar m m. På framtidens VA-system måste ställas speciella krav för att klara endel av de problem som annars blir följd. Bland kraven kan nämnas:

- Vattensnål teknik, som helst baseras på ytvatten

- Möjligheter till återanvändning av olika vattenkvaliteter innan det går till rening.
- Naturanpassade system. Anpassning till lokalklimatet. System där den biologiska mångfalden bevaras.
- Kretsloppsanpassade system. Närsalter tillbaka till åkern.
- Vi får inte övergöda eller förgifta naturen. Vi får ej heller sprida bakterier och virus.
- Gör kretsloppen om möjligt synliga så förstår vi systemen.
- Lokalt omhändertagande av dagvatten så att vattnet behålles i området.
- Utveckla samarbetet mellan stad och land
(Nyquist, 1997)

1.6.2 Kretsloppsanpassning

I samhället handlar diskussionen om kretslopp i mångt och mycket om att ämnen skall cirkuleras i de produktionssystem vi har för vår överlevnad och välfärd. Man vill undvika negativ påverkan av avfallsströmmar på livsmiljön. När det gäller avloppsvatten bör fosfor, kväve, kalium och andra näringsämnen återföras till de odlings-system som försörjer oss med mat och biomassa för andra ändamål t.ex energi eller byggnadsmaterial (VAV, 1995 a/).

Påtryckningarna för kretsloppsanpassade avloppssystem har blivit allt starkare sedan man började inse att fosfor är en ändlig resurs. Den finns i begränsad omfattning på vår jord och utvinns som apatit ur berggrunden. Ca 90 % av fosfor används som gödselmedel. Med fosfor tas också farligt kadmium upp ur berggrunden till biosfären. Även detta skulle kunna vara ett starkt motiv för hushållning och recirkulering av fosfor (Larsson, 1996). Istället för att "bryta" och framställa handelsgödsel är det nödvändigt att recirkulera den fosfor som ingår i avloppsvattnet till jordbruksmark. Avloppsvattnet börjar framstå mer som en resurs än som ett kvittblivningsproblem. När det gäller kväve bör nämnas att detta inte är någon bristvara, eftersom luften till 80 procent består av kväve (VAV, 1995 b/). En kubikmeter luft innehåller ca 1 kg kvävgas (Larsson, 1996). För att överföra luftens kväve till jordbruket lämplig form krävs det dock mycket energi. Med dagens metoder handlar det om 1-1,5 liter olja motsvarande 10-15 kWh per kilo kväve. Det är givetvis onödigt att använda mer energi än man skulle behöva (VAV, 1995 b/).

1.6.3 Uthålliga VA-system

Hos abonnenter och va-verk mfl. måste strävan vara att alla VA-system skall vara uthålliga på lång sikt. En uthållig utveckling förutsätter hushållning med naturresurser och en strävan mot kretsloppslösningar istället för linjära flöden av material och energi. Det går inte att åstadkomma en uthållig teknik med bara tekniska lösningar. Stor betydelse för miljön har också hur individen beslutar i olika situationer. Som konsument bidrar var och en till att styra marknaden. I de flesta yrkesroller påverkar människorna resursförbrukning och attityder. Det kan exempelvis vara politiker, företagsledare, inköpare, anställda inom omsorg och förvaltning samt lärare för barn och ungdom. Det är också viktigt att tekniken utformas begripligt för alla så att det är lätt att förstå sambandet mellan resultatet och det som tillförs systemet. Utvecklingen av befintlig och ny va-teknik mot ökad uthållighet måste ske jämsides med hygien och miljöskydd. Den får dock inte ske på bekostnad av dessa faktorer (Helmrot, 1995).

2. KRAV SOM STÄLLS PÅ VA-SYSTEMEN IDAG

Kapitel 2 är hämtat från rapporten Utvärdering av olika avloppssystem, metod- och fallstudier (Kärman, 1995 b/).

De krav som i dagsläget ställs på avloppsanläggningar kan delas in i tre kategorier:

- Miljöskyddskrav som gäller utsläppsnivåer av olika ämnen till recipient
- Kvalitetskrav på återfört material till jordbruket
- Hygienkrav

2.1 Miljöskyddskrav som gäller utsläppsnivåer av olika ämnen till recipient

Det finns ingen generell fastlagd nivå för hur stora mängder fosfor, kväve och BOD₇ som de svenska avloppsreningsverken får släppa ut till recipient. De krav som finns i dagsläget på varje enskild anläggning är baserat på det reningsresultat som bästa kända teknik kan ge. Från kommunala avloppsreningsverk har högsta tillåtna utsläpp i normalfallet satts till 15 mg syreförbrukande ämnen (BOD₇) och 0,5 mg totalfosfor (P-tot) per liter utsläppt renat avloppsvatten. För stora reningsverk som ligger i kustnära eller andra känsliga områden kan kraven vara högre, vanligen BOD₇ ≤ 10 mg/l och P-tot ≤ 0,3 mg/l. Ett fåtal stora kustnära avloppsreningsverk har idag även krav på kväverening. Som exempel kan nämnas Västra Strandens avloppsreningsverk i Halmstad som har ett utsläppskrav för totalkväve ≤ 12 mg/l (årsmedelvärde). Några andra anläggningar med krav på kväve är Henriksdals och Bromma avloppsreningsverk i Stockholmsområdet som har ett krav på högsta tillåtna utsläpp av ammoniumkväve (NH₄-N) = 10 mg/l under perioden juli-oktober.

2.2 Krav på kort sikt

Sverige har genom olika internationella konventioner, bland annat Paris och Helsingforskonventionerna, åtagit sig att minska utsläppen av bl a närsalter, stabila organiska ämnen och metaller till Östersjön och Nordsjön. De abtropogena vattenburna utsläppen av fosfor och kväve skall minskas med 50% mellan åren 1985/87 och 1995. Utsläppen av metaller och stabila organiska föroreningar till Östersjön skall minskas med 50% mellan åren 1987 och 1995. Motsvarande minskning till Nordsjön skall ske under perioden 1985-1995. Åtaganden för utsläppsminskning av kvicksilver, kadmium och bly har dock satts högre- 70 % under perioden.

2.3 Kvalitetskrav på återfört material till jordbruket

I de svenska Kemikalieförfattningarna infördes år 1993 i Förordningen (1985:840) om vissa hälso- och miljöfarliga produkter mm. paragraf 11 gällande avloppsslam för jordbruksändamål:

Avloppsslam för jordbruksändamål får saluhållas och överlätas endast om metallhalten inte överstiger vad som framgår av följande:

Metall	mg/kg torrsubstans
Zink	800
Koppar	600
Bly	100
Krom	100
Nickel	50
Kvicksilver	2,5
Kadmium	2

Trots första stycket får värdet för bly, koppar, kadmium och kvicksilver överskridas med det dubbla till utgången av år 1997. Statens Naturvårdsverk får, med iakttagande av Sveriges av riksdagen godkända åtaganden enligt avtalet om Europeiska ekonomiska samarbetsområdet, medge undantag från vad som sägs i första och andra styckena, om särskilda skäl föreligger. Förordningen (1993:1271).

Tidigare fanns det krav ställda på max tillåtna halter av tungmetaller i slam för spridning på åkrar. Nu tillämpas istället regler för hur stor mängd tungmetaller som får spridas per arealenhet åkermark. Under år 1994 träffade Svenska vatten- och avloppsverksförbundet (VAV), Statens Naturvårdsverk och Lantbrukarnas Riksförbund (LRF) en överenskommelse angående slamgödsling. Kraven gäller tungmetaller och finns redovisade i tabell 6. Tabellen visar gränsvärde för den årliga mängd metaller som högst får tillföras åkermark vid gödsling med slam från avloppsreningsverk.

Tabell 6 Gränsvärden för den årliga mängd metaller som högst får tillföras åkermark.

Metall	År 1995 (g/ha,år)	År 2000 (g/ha,år)
Bly	100	25
Kadmium	1,75	0,75
Koppar	600	300
Krom	100	40
Kvicksilver	2,5	1,5
Nickel	50	25
Zink	800	600

2.4 Hygienkrav

I motsats till de två andra kraven finns inte några generella hygienkrav för avloppshanteringen. Det existerar därmed inte några gränsvärden för hur stor mängd eller halt sjukdomsbärande bakterier som får släppas ut från respektive system. Den aktuella tillsynsmyndigheten har dock att se till att sanitära olägenheter inte uppkommer. Tillsynen kan till exempel gälla inhägnad av behandlingsanläggning, placering av utsläppspunkt för behandlat avloppsvatten, placering av bräddningspunkter m.m.

3. RIKTLINJER SOM BÖR GÄLLA FÖR FRAMTIDENS AVLOPPSSYSTEM

Till skillnad mot de konventionella system som vi till största delen använder i dag, kommer vi i framtiden att behöva lära om. Vi behöver vänja oss med att betrakta avfallet som en resurs, som näring för nytt växande, som råmaterial för nya nyttigheter. Denna resurs måste vi behandla med viss varsamhet, för att bla näringsämnen ska kunna utnyttjas i ett kretslopp.

Nedan ges riktlinjer för vad en ekologiskt inriktad avloppshantering bör bygga på.

- Uthålliga system
- Återföring av näringsinnehållet i avloppet
- Hygieniska och smittskyddssäkra system
- Tillfredsställande rening
- Reducera avloppsmängderna
- Minska skadliga utsläpp
- Separera olika slag av avfall
- Utnyttja naturliga processer i material- och energisnåla system
- Användarvänlig utrustning

3.1 Uthålliga system

Det är av stor vikt att de system man väljer är uthålliga, det vill säga att de håller i många år. Uthållighet kan mätas i många avseenden. Kriterier för uthållighet är till exempel: kretsloppsanpassning, reningsgrad, recipienthänsyn, energiförbrukning, näringsämnesåterföring, sanitär risk, funktionssäkerhet och underhåll (Kärrman, 1995 a/).

3.2 Återföring av kväve och fosfor till jordbruket

Näringsinnehållet i avfallet skall tas om hand i en sådan form att det kan återföras till ny biologisk produktion. Näringsämnena tillförs avloppsvattnet både genom klosett-vatten och BDT-vatten.

3.3 Hygieniska och smittskyddssäkra system

Det är viktigt att de ekologiska VA-systemen inte är sämre än de konventionella reningsverken i något avseende, vad gäller hygien och smittskyddssäkerhet. De ekologiska systemen får heller inte orsaka några olägenheter i form av luktproblem etc. för de omkringboende. Det är viktigt att eventuell lukt leds ut från huset på ett smidigt sätt. För att uppnå målen om hygieniska och smittskyddssäkra system bör man ha i åtanke att ett lokalt omhändertagande oftast är bättre ur smittspridningssynpunkt än stora, centrala system.

3.4 Tillfredsställande rening

Det är viktigt att avloppsvattnet får en tillfredsställande rening innan det släpps ut i naturen. Speciellt måste beaktas hur stor rening som fås efter ett antal år. I vissa system avtar reningseffekten med tiden. Man måste kanske då göra vissa ingrepp innan man kan få tillbaks den önskade reningsgrad man hade då systemet var nytt.

Detta kan bli kostsamt om det måste upprepas med jämna mellanrum. Man bör sträva mot att välja system som ger så lite anspråk på underhåll som möjligt.

3.5 Reducera avloppsmängderna

Avloppsmängderna kan reduceras genom att exempelvis använda vattensnål teknik, såsom snålspolande toaletter. Man bör därför sträva mot att alltid välja denna typ av toaletter. Likaså finns det exempelvis tvättmaskiner som förbrukar mindre vatten gentemot vad som var fallet för några år sedan. Genom att använda denna nya typ av tvättmaskin reducerar man ytterligare sina avloppsmängder. Dessutom slösar man inte med vattenresurserna mer än nödvändigt.

3.6 Minska skadliga utsläpp

Utsläpp av miljöfarliga ämnen och närsalter bör minskas. Detta kan ske genom effektiv insamling och hantering av avfallet, och genom konsumentupplysning om vad man inte bör och inte bör spola ner i avloppet. Det krävs dessutom en mycket sträng disciplin vad avser människors beteenden beträffande det, som spolas ned i toaletterna eller slängs i torrtoan.

3.7 Separera olika slag av avfall

Det är viktigt att närsalter, smittsamma mikroorganismer och miljöfarliga substanser behandlas på ett ur återvinningssynpunkt bra sätt. Genom att separera olika slag av avfall kan man lättare hålla näringen ren från tungmetaller och gifter.

3.8 Utnyttja naturliga processer i material- och energisnåla system

Genom att använda slam och urin som gödningsmedel istället för handelsgödsel sparar man energi. Framställning och transport av handelsgödsel kräver framför allt fossil energi. Man kan alltså se detta som en form av energiåtervinning.

3.9 Användarvänlig utrustning

För att människor skall klara av att sköta utrustningen utan alltför mycket extra besvär gentemot konventionella system, så skall utrustningen vara användarvänlig. Den skall vara bekväm, lätt att rengöra, lätt att förstå och hantera.

4. EKOLOGISKT ANPASSADE VA-SYSTEM

4.1 Vad innehåller avlopp från hushåll?

Kapitel 4.1 är hämtat från rapport 4425, (SNV, 1995 b/)

Om man skall kunna bedöma en VA-lösning ur miljösynpunkt behöver man bland annat känna till innehållet av näring, föroreningar och biokemiskt syreförbrukande substans samt förekomst av smittspridande ämnen i utsläppen. I hushållsavlopp, dvs urin, fekalier och BDT-vatten, finns näringsämnena fosfor, kväve och kalium. Huvudsakligen härrör näringsämnena från födan, men fosfor kommer även från rengöringsmedel. Det finns i avloppet även föroreningar, såsom metaller, och smittspridande ämnen, såsom bakterier och virus.

Angeläget är att minska övergödningen av hav, sjöar och vattendrag och istället återföra de näringsämnena som finns i hushållsavlopp till jordbruksmark. Därigenom bidrar man till ett bättre fungerande kretslopp mellan stad och land.

Av de näringsämnena som tillförs hushållsavlopp finns fosfor till cirka 50 % i urin, 25 % i fekalier och 25 % i BDT-vatten, medan kväve finns till cirka 80 % i urin, 10 % i fekalier och 10 % i BDT-vatten. För kalium gäller siffrorna 60% i urin, 25 % i fekalier och 10 % i BDT-vatten.

I såväl BDT-vatten, fekalier som urin återfinns både bakterier och virus. Färsk urin är steril när den lämnar kroppen hos friska människor. Den kontamineras dock i viss utsträckning när den lämnar kroppen och har därefter har hanterings- och lagringsförhållanden stor betydelse för tillväxten av bakterier och virus.

De metaller som finns i urin och fekalier härrör främst från födan. I viss utsträckning kommer det dock även från andra källor såsom tobak, snus och amalgamplomber. Metaller återfinns även i disk- och tvättvatten. Detta sker genom urlakning från dels metallföremål i disk och tvätt (bestick, kastruller, knappar etc), dels från maskiner, kranar, ledningar och liknande. I hushållsavlopp är metallmängderna små; mängden i fekalier är mycket små och det finns ännu mindre i urin.

I tabellen nedan anges de schablonvärden som kan anses tillämpliga för svenska förhållanden beträffande närings- och metallinnehåll i BDT-vatten, urin och fekalier. Metallvärdena i tabellen är ungefärliga och värdena kan variera avsevärt.

Tabell 7 Specifika närings- och föroreningsmängder från hushåll (g/p.d); svenska förhållanden

Parameter	BDT-vatten	WC			Totalt
		Urin	Totalt	Fekalier	
Torrsubstans (g/p.d)	80	60	95	35	175
Suspenderad substans (g/p.d)	16		27		43
BOD ₇ (g/p.d)	28		20		48
Tot-fosfor (g/p.d)	0,6 ^A	1,0	1,5	0,5	2,1
Tot-kväve (g/p.d)	1,0 ^B	11	12,5	1,5	13,5
Kalium (g/p.d)	0,5 ^C	2,5	3,5	1,0	4,0

Bly (g/p.d)	<3×10 ⁻³ #	<2×10 ⁻⁶		20×10 ⁻⁶	<3×10 ⁻³
Kadmium (g/p.d)	<0,6×10 ⁻³	<1×10 ⁻⁶		10×10 ⁻⁶ *	<0,6×10 ⁻³
Koppar (g/p.d)	<6×10 ⁻³	0,1×10 ⁻³		1,1×10 ⁻³	<7,2×10 ⁻³
Krom (g/p.d)	<5×10 ⁻³ #	10×10 ⁻⁶		20×10 ⁻⁶	<5×10 ⁻³
Kviksilver (g/p.d)	<0,06×10 ⁻³ #	3×10 ⁻⁶ □		63×10 ⁻⁶ □	<0,07×10 ⁻³
Nickel (g/p.d)	<3×10 ⁻³ #	7×10 ⁻⁶		74×10 ⁻⁶	<3,1×10 ⁻³
Zink (g/p.d)	<50×10 ⁻³ #	45×10 ⁻⁶		10,8×10 ⁻³	<61×10 ⁻³
Silver (g/p.d)	<0,3×10 ⁻³ #	2×10 ⁻⁶		0,28×10 ⁻⁶	<0,3×10 ⁻⁶

Bakterier och virus	finns	finns	finns	finns	finns
Flöde (l /dp)	150	1,0	50	0,1	200

- A 0,15 är "bakgrundsvärde" när tvätt- och övriga rengöringsmedel inte innehåller någon fosfor och 0,6 är "bakgrundsvärdet" plus medelanvändningen av fosfor i tvätt- och rengöringsmedel (år 1992) ; när huvudsakligen fosfathaltiga medel används bedöms mängden kunna uppgå till 1,0 g/pd.
- B Mängden matrester, som diskas bort, och hur tvättgodset åt smutsat inverkar, t ex ger tvätt av tygblöjor ett tillskott av kväve
- C Metallhalten i BDT-vatten avser tillförseln exklusive metallhalten i dricksvatten; den är dock beroende av dricksvattenkvaliteten, vattenledningarnas materialsammansättning, utlakning från disk- och tvättgods och liknande.
- Avser amalgambelastade personer ; via födan kommer cirka 13 µg/pd.
- # Lägre värden har uppmätts i undersökningar vid Ryaverken (Balmér, 1995)
- ♣ Avser icke rökare ; för rökare och snusare kan värdena vara högre

4.2 Lokalt omhändertagande

Ett omhändertagande i mindre, lokala enheter är ofta billigare, effektivare och enklare. Man får en renare restprodukt i och med att man undviker att blanda hushålls- och industriavlopp. Ju närmare människorna omhändertagandet ligger, desto lättare att känna ansvar för vad som släpps ut. Såväl samhällsekonomiskt som privatekonomiskt finns det stora pengar att spara på ett lokalt omhändertagande. Teknik, kunskaper och ekonomiska incitament finns för att införa lokalt omhändertagande av spillvatten och återföring av näring till odling.

4.3 Separering-översikt

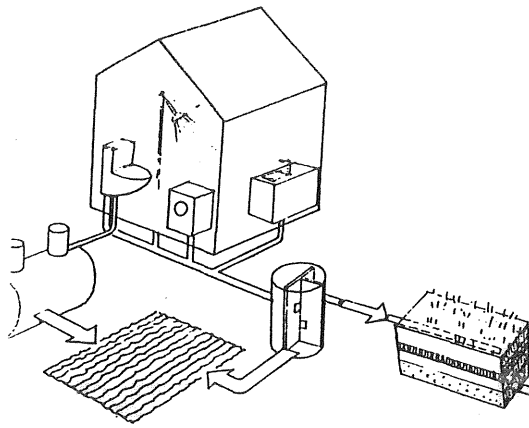
Kapitel 5.3 är där ej annat anges, hämtat från Ekobygg. Produktguide för sunda och miljöanpassade hus (Bokalders mfl., 1995).

Istället för att behandla ett blandat spillvatten kan man använda sig av separering i delströmmar eller källsortering - BDT-vatten och toalettavfall, med vidare uppdelning i fekalier och urin. Därefter behandlas delströmmarna var för sig. Vad vinner man då på att separera spillvattnet? (Wolgast, 1996). Ett genomsnittligt svenskt hushåll som använder fosfathaltiga tvättmedel, släpper varje år ut ungefär 2,5 kg fosfor och 12 kg kväve via avloppet. Om man inte använder fosfathaltiga tvättmedel minskar fosfor med en tredjedel. Om sedan urinen separeras bort försvinner ca 70% av den återstående mängden fosfor, och nästan 90% av kvävet. Om man till slut också separerar bort fekalerna så försvinner resten av fosfor, ytterligare någon procent av kvävet och 99,99% av patogena (sjukdomsalstrande) mikroorganismer. Separationstekniken medför en nära nog fullständig avdödning av bakterier och virus. Detta kan jämföras med konventionell teknik som släpper ut över tio miljoner bakterier per person och dygn.

Utgångsläget för rening av det återstående spillvattnet är efter dessa åtgärder ett helt annat, och kan på de flesta platser lösas med relativt enkla metoder. Målsättningen bör vara att sortera avloppet i de delar som man på den aktuella platsen kan ta om hand och nyttiggöra på bästa sätt. Beroende på vilka strategier man tänkt sig för det fortsatta omhändertagandet, så kan separering ske efter i huvudsak följande tre modeller:

1. Toalettavlopp för sig + BDT-avlopp för sig

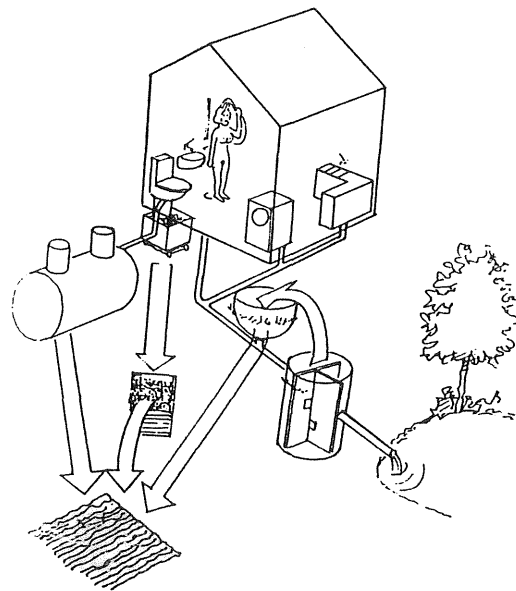
Toalettavfallet transporteras med vatten till tank, slamavskiljning eller till rötkammare för biogasframställning (svartvattenseparering). Se figur 20. Alternativt kan toalettavfallet tas om hand i stora förmultningstoiletter som torrfraktion.



Figur 20 Toalettavlopp för sig+BDT-avlopp för sig (Bokalders mfl. ,1995)

2. Urin för sig + övrigt avloppsvatten (urinavlastat) för sig

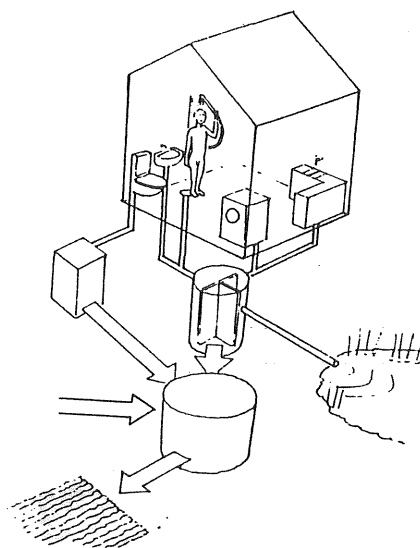
Urina tas om hand separat i tank, fekalier och BDT-vatten blandas, går till slamavskiljning där det fasta materialet avsätts, och resterande spillvatten tas om hand i infiltration eller annan behandling (fig. 21).



Figur 21 Urin för sig+övrigt avloppsvatten för sig (Bokalders mfl., 1995)

3. Urin för sig + fekalier för sig + BDT-avlopp för sig

Urina samlas i urintank och fekalier samlas i särskilda behållare i ett torrt system eller transporteras med vatten. BDT-vattnet leds till slamavskiljning och infiltration eller annan behandling (fig 22). Slam och urin används som gödningsmedel i odlingar. Fekalier kan användas som mylla efter kompostering.



Figur 22 Urin för sig+fekalier för sig+BDT-avlopp för sig (Bokalders mfl., 1995)

4.4 Svartvattenseparering

Med svartvatten menas spillvattnet från toaletter, dvs. fekalier, urin och spolvatten. Svartvattnet lagras i tank och kan användas som gödning. Det sprids då i jordbruket som flytgödsel efter hygienisering. Svartvattnet kan även föras till rötkammare för utvinning av biogas. Till rötkammaren behöver tillföras ytterligare nedbrytbart material, tex. komposterbart köksavfall för att uppnå önskat resultat. Viktigt är att man använder snålspolande toaletter för att minska mängden spolvatten. Speciellt då vattnet skall till rötkammare är det av stor vikt att näringsämnena koncentreras och att man transporterar dessa med så lite vatten som möjligt. Man kan exempelvis använda vakumtoaletter för att få ett sådant resultat (Bokalders mfl., 1995).

4.5 Gråvattenseparering

Det som blir kvar när toalettavloppet separerats bort kallas gråvatten, eller BDT-vatten (kommer från bad, disk och tvätt). Reningsgraden på detta vatten är betydligt bättre än ett blandat spillvatten. Det innehåller bara en bråkdel av de bakterier, virus och andra mikroorganismer som finns i ett blandat avlopp. Dessutom innehåller det tex mindre än hälften av fosfaterna i jämförelse med ett blandat spillvatten. Denna siffra för fosfat kan bli nästan noll om fosfatfria tvättmedel används. Med tanke på gråvattnets renare innehåll kan det behandlas betydligt enklare än ett blandat avlopp. Via slamavskiljare leds gråvattnet till infiltration om marken har sådana förutsättningar. Alternativ kan vara exempelvis markbädd, resorptions- eller bevattningsanläggning. De näringsämnen som finns lösta i vattnet kan sedan nyttiggöras om resorptionsanläggning eller bevattningsanläggning väljes (Bokalders mfl., 1995).

4.6 Urinseparering

Urin lämpar sig dåligt för sambehandling med fekalier, detta eftersom det i urinen organiskt bundna kvävet då avgår som ammoniak till luft eller lakas ut som nitrat eller ammonium. Att lägga ut ostabiliserad avföring på åkrarna är inte lämpligt, eftersom den luktar och innehåller bakterier. En samlad fraktion är dessutom svårhanterlig på grund av sin halvfasta konsistens. Om man vill kunna tillvarata de näringsämnen som finns i avföringen är det därför lämpligt med separering av fraktionerna urin och fekalier. Detta sker med hjälp av urinseparerande toaletter (Wolgast, 1996). Urinseparering finns som standard eller alternativ till de flesta toalettsystemen. Detta gäller både torrtoaletter och vattentoaletter där urin och fekalier separeras. Benämningen är också källsorterande toaletter, eftersom toalettavfallet kan tas tillvara som resurs utan att det blandas med annat avlopp (Mårtensson, 1996).

Ur hygienisk synpunkt är urin (från en frisk människa) nästan helt steril. Naturligtvis kan enstaka bakterier och virus följa med urinen ut till uppsamlingstanken. Dessa kan dock elimineras genom att bestråla med UV-ljus, gärna då hos bonden som svarar för lagringen (Wolgast, 1996).

Båda könen bör sitta vid urinerings för att separeringen skall fungera. I separations-toaletten samlas urinen upp framför en liten tröskel placerad strax framför avdelningen för fekalt material. Härifrån leds urinen och cirka 1-2 deciliter spolvatten via ett rör ut till en tank nedgrävd i jorden. När uppsamlingstanken är full transporteras urin/spolvattenlösningen till ett mellanlager. Härifrån hämtas urinlösningen för spridning på åkermark. För att det inte skall bli för stora mängder att lagra i urintanken så är det viktigt att urinen spolas med så lite vatten som möjligt. En människa utsöndrar ungefär 500 l urin/år (Bokalders mfl., 1995). Gödseffekten i urin är lägre än i handelsgödsel. Både kväve- och kaliumeffekten är lägre. Orsaken är troligen kväveförluster och brännskador på grödan efter spridning av urinen (Alskog, 1994).

4.7 Toalettsystem

4.7.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering

Vattenspolande toaletter är en väl beprövad teknik. Gamla vattentoaletter spolade 15-20 liter vatten per spolning. De moderna toaletter som idag finns och som ej har separation av urin och fekalier, har en vattenåtgång på 6 liter per spolning. För snålspolande toaletter är vattenåtgången 3 liter, medan vissa typer kan gå ned ända till spolmängder under 1 liter per gång. Med minskande spolvolym ökar risken för stopp i rören. Rent spolvatten krävs för att spolningsmekanismen i dagens vattentoaletter skall fungera. Man skulle istället för renvatten kunna använda vatten från dusch, bad eller handfat som spolvatten. Dock måste detta vatten då först gå igenom en enkel mekanisk rening (Strid, 1990).

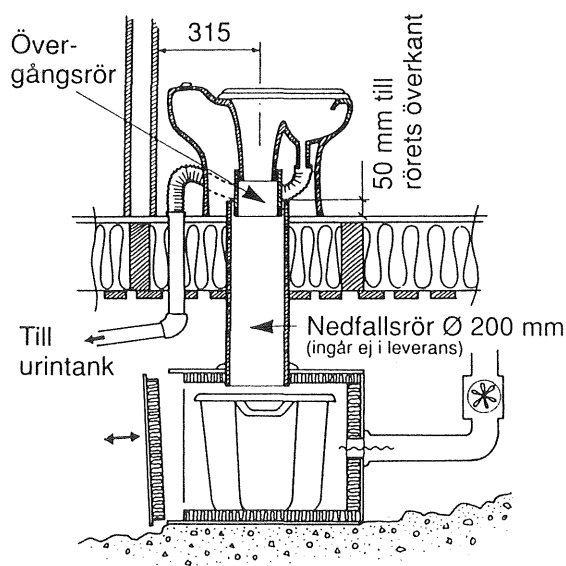
4.7.2 Vattenspolande toalett med urinseparering

De urinseparerande toaletterna drar generellt mindre vatten vid spolning än vad som går åt i de oseparatorande. Det finns både enkelspolande och dubbelspolande vattentoaletter med urinseparerande funktion. Enkelspolande toaletter är ett sk. torrt system

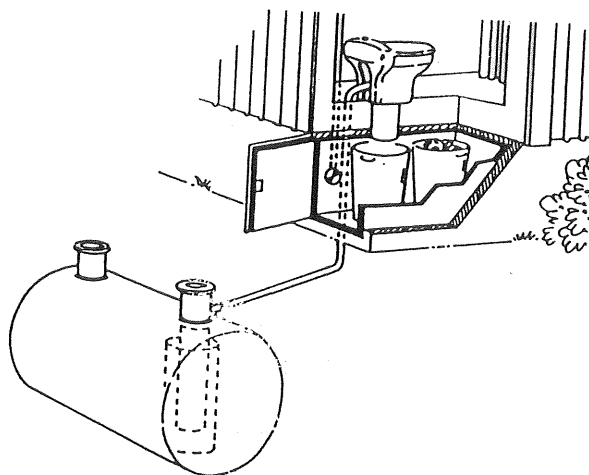
medans dubbelspolande kan kallas vått system. Det torra systemet är det enklaste och billigaste av de två (Wolgast, 1996). Enkelspolande toaletter har enbart vattenspolning för urin. Dubbelspolande toaletter har däremot vattenspolning för både urin och fekalier. De enkelspolande respektive dubbelspolande separerande toaletterna beskrivs mer ingående nedan.

Enkelspolande toalett

I den enkelspolande toaletten spolas urinen med ca 1-2 dl vatten till en urintank (fig. 24). Fekalierna spolas ej med vatten, utan samlas upp i en behållare under stolen. Alternativt faller fekalerna fritt ner till en värmeisolerad torkningsmodul där uppsamling exempelvis sker i ett stort plastkär (fig. 23). Detta byts till ett nytt efter 2-3 månader, en tid som är tillräckligt kort för att eventuella flugägg inte skall utvecklas till nyaflugor (problem med detta kan dock förekomma ändå). Det nyss fyllda plastkärlet förses med lock och ställs åt sidan för 6 mån eftertorkning, varefter materialet kan användas som jordförbättringsmedel. Alternativt kan det brännas upp och närsalterna återfinns då i askan (WM-Ekologen, 1996 a/) För toalett där fekalier samlas upp i tunna i husets källare/krypgrund, se även under rubriken förmultnings-toaletter nedan. Ur hygienisk synpunkt kan nämnas att förmultningsbakterierna konkurrerar ut de patogena mikroorganismerna och förbränner man materialet brinner också bakterier och virus (Wolgast, 1996). Till systemet hör också en nära ljudlös fläkt, som drar luft från toalettstolen till multrummet och sedan ut upp över tak. Detta gör att badrummet blir helt luktfritt.



Figur 23 Exempel på enkelspolande toalett (WM-Ekologen, 1996 b/)



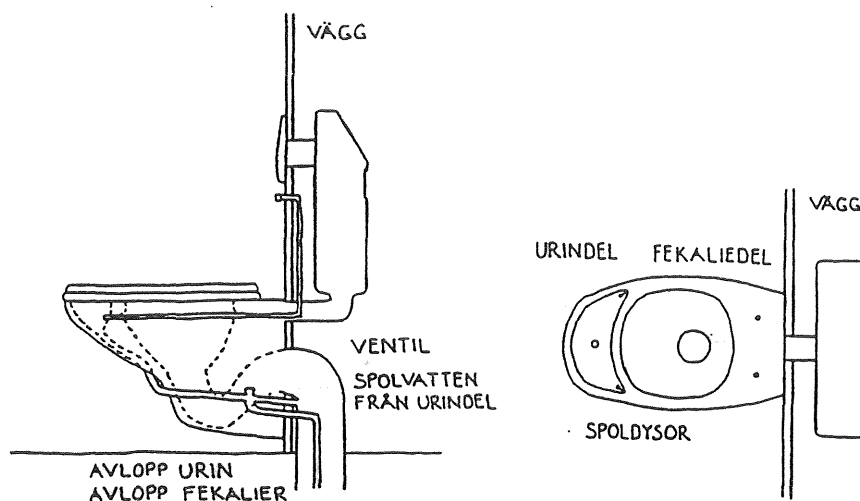
Figur 24 Omhändertagande av urin och fekalier i enkelspolande system (WM-Ekologen, 1996 a/)

Torr fekaliehantering kombinerat med urinseparering kan bland annat vara en bra avloppslösning i bebyggelseområden med dålig dricksvattentillgång samt där känsliga vattendrag med stort rekreativvärde finns.

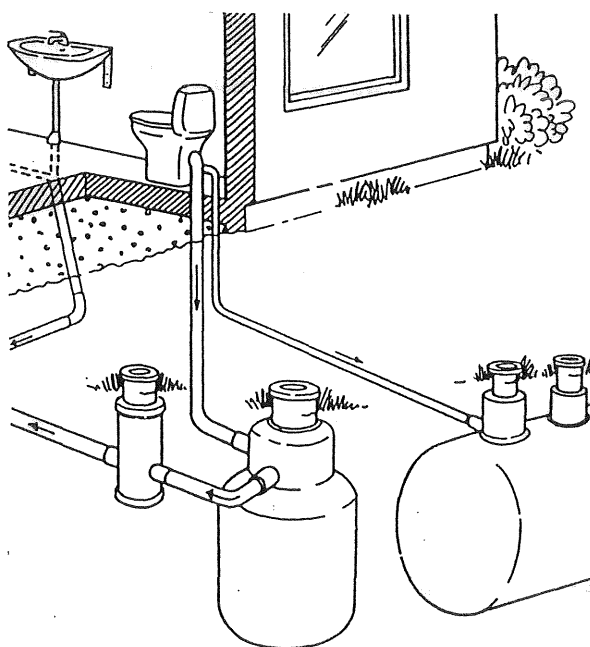
Dubbelspolande toalett

Dubbelspolande toalett finns från både tillverkaren WM-Ekologen samt från BB Innovation & Co (Dubletten). I en dubbelspolande toalett spolas både urin och fekalier med vatten, dock separerat var för sig. Urinen samlas upp framför en låg tröskel, medan fekalerna spolas ut på konventionellt sätt till en slamseparator. I denna sjunker det fekala materialet ner till botten, medan det reade vattnet leds vidare ut för exempelvis infiltration i mark. Dubbelspolande toaletter kan även vid behov anslutas till konventionellt avloppsnät. Spolvolymen för den här typen av toalett är ca. 5 liter, men de gånger toaletten endast används för urin spolar man bara med ca 1 dl vatten. Den totala spolvolymen för en familj blir endast 20-30 liter per dygn (gäller WM-Ekologens toalett). Detta eftersom man oftast bara utnyttjar toaletten för fekal material en gång om dagen.

Toaletten Dubletten är utrustad med två trycken. Det stora trycket spolar fekalie-skålen med 4 liter vatten och det lilla trycket spolar urinskålen med 0,2 liter (BB Innovation & Co, 1996). Spolvolymen vatten blir alltså mindre då Dubletten väljs istället för WM-Ekologens toalett. Tidsfördröjningen i en 1 m³ stor separator blir ca 50 dagar med ovan nämnda förutsättningar, vilket ger en hygglig reduktion av bakterier. För att nå fullständig eliminering av virus tillsätter man bränd kalk (pH höjs till 11-12), en behandling som också gör att fosfor faller ut och därmed kan åter-vinnas. Det steriliserade slammet pumpas en gång per år upp och används som jordförbättringsmedel för att motverka förurning (WM-Ekologen AB, 1996 a/).



Figur 25 Separationstoalett (dubbelspolande) (Wängsell, 1994)



Figur 26 Omhändertagande av urin och fekalier (WM-Ekologen, 1996 a/)

4.7.3 Urinoar

En separat urinoar ser ut som en vanlig toalettstol utan spolvattenbehållare. Den har silutlopp och vattenlås (Strid, 1990).

4.7.4 Vakuumtoalett

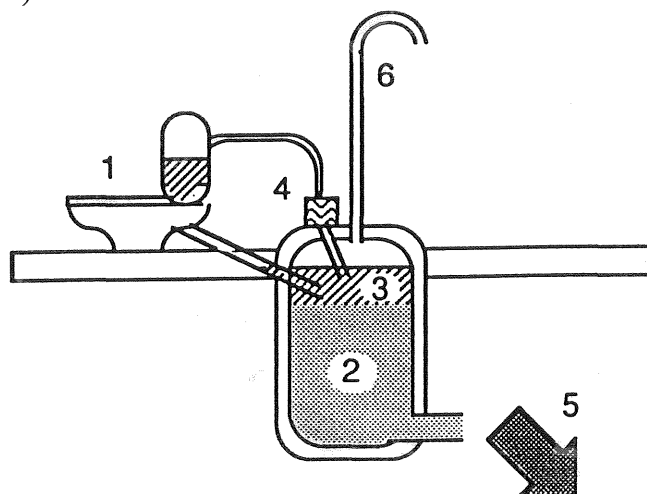
En vakuumtoalett är en variant av vattentoalett med en mycket mindre spolvolym. Den stora fördelen med vakuumtoaletter är just att det krävs en liten mängd spolvätska. Vakuumtoalettsystem är en beprövad teknik. Till nackdelarna hör att det är

dyrt, det bullrar samt har en hög teknisk nivå. Dessutom är investeringskostnaden hög för vakuumtoaletter (Strid, 1990).

4.7.5 Oljespolande toalett

I en oljespolande toalett används olja istället för vatten som spolvätska. Fördelen med att använda olja istället för vatten vid spolning är att man kan återanvända oljan. Det krävs att omkring 25 liter paraffinolja per familj finns i systemet för ett enskilt hushåll. Om flera hushåll ansluts till samma oljeavskiljare så krävs mindre mängd olja per hushåll. För ett större antal hushåll kan man seriekoppla flera oljeavskiljare.

Slammet från oljespolningen blir, då urinseparering används, ett slags kletgödsel som lämpar sig väl för rötning. Detta eftersom det har låg vattenhalt, låg kvävehalt och hög halt av kol. I figur 27 visas en oljespolande toalett. Siffrorna står för följande: 1. Toalett med olja som spolvätska, 2. Toalettavloppstank, 3. Oljeskikt, 4. Olja återförs till toaletten efter UV-bestrålning, 5. Utlopp för toalettavlopp, 6. Luftningsventil. (Strid, 1990)



Figur 27 Oljespolande toalett (Strid, 1990)

4.7.6 Förmultningstoilet och multrum

En toalett där avsikten är att det ska ske en nedbrytning av materialet i behållaren, kallas förmultningstoilet. En förmultningstoilet är ett levande system där mikroorganismer bryter ned avfallet till kompostjord. Vid en förmultning som fungerar bra avges koldioxid, vatten och värme. Förmultningen behöver syre, värme och rätt sammansättning av näring och fukt. Det bör näringsmässigt vara balans mellan mängden kväve och kol i materialet. Urin ger lätt upphov till en för hög halt av kväve, vilket kan medföra kväveläckage i form av ammoniak och ge luktproblem. Om materialet blir för blött kan en jäsnings- och förruttnelseprocess ta över, vilket också märks på lukten (Bokalders mfl., 1995).

Med multrum avses en behållare som placeras i en fastighets källarplan. I behållaren som rymmer en eller flera kubikmeter, komposteras fekalier (och eventuellt urin) och komposterbart trädgårds- och hushållsavfall. För att avdunsta fukten från avfallet måste multrummen i många fall förses med värme. I förmultningstoiletter och multrum bryts materialet så småningom ner till mull. Man tömmer genom att gräva ur

den färdignedbrutna myllan. Detta görs en gång om året eller ännu mer sällan. Det krävs troligen att avsättning finns för slutprodukten på den egna marken. Problem som förekommit på en del ställen där man använt multrum är bland annat flugor och dålig lukt från anläggningarna. En fördel med multrum är att man inte har någon vattenförbrukning. (Hargelius mfl., 1994).

4.8 Kompost

Vid urinseparerande system samlas fekalierna ihop antingen torrt eller i ett vattenburet system. Man kan i bägge fallen kompostera fekalierna med hushållsavfall om lämplig komposteringsanläggning kan anordnas. Om man har en kompostanläggning där fekalier tas med i komposten, så är det viktigt att det sköts under strikta former. Detta på grund av att man då har att göra med material som innehåller bakterier och virus. Kompostering kan också ske i större anläggningar. Slammet kan tas om hand av lokala lantbrukare, som komposterar det med gårdens stallgödsel och övrigt komposterbart. När det gäller centrala anläggningar för kompostering av hushållsavfall, så har man hittills inte kunnat åstadkomma en acceptabel slutprodukt, trots källsortering (Hargelius mfl. , 1994).

4.9 Urinlagring

Urintankar skall förvaras svalt, högst 8-10°C. Tankarna förvaras lämpligtvis nergrävda i marken. Vid denna temperatur håller sig urinen längre utan att spjälkas, och tillväxt av bakterier hämmas. Volymen på tankarna beräknas med hänsyn till antal personer som använder anläggningen, tömningintervaller etc. Normalt producerar en människa 1,5 liter urin/dag. Om spolvattenvolymen är 0,2 dl, så blir volymen 2,5 liter/person och dag (Bokalders, mfl, 1995).

Urin bör lagras i slutet kärl. Det finns olika sätt att konservera urinen mot nedbrytning:

- Ha ett oljeskikt ovanpå urinen
- Tappa av och på underifrån
- Låg lagringstemperatur
- Reglera pH-värde för att hindra ammoniakavgång.

(Strid, 1990)

Förluster av framförallt kväve uppstår vid hantering av urin. Kvävet avgår främst som ammoniak. Om urinens pH sänks så reduceras ammoniakförlusterna. Man kan sänka pH-värdet genom tillsats av kalksalpeter och/eller superfosfat till urinbrunn och/eller spridartank. Ammoniakförlusterna reduceras också om urinen lagras i en urinbrunn med tättslutande lock eller om urinen späds med vatten (Alskog, 1994).

Vid urinsortering är mängden spolvatten liten. Detta innebär att en mycket liten inblandning av fekalt material teoretiskt skulle kunna ge ungefär samma halter av organismer som i obehandlat avloppsvatten och med tanke på de hygieniska riskerna kunna jämföras med detta. Det är därför viktigt att man gör en bedömning av de faktiska halterna i uppsamlingstankar för behovet av lagring och hygienisering. Utgångspunkten bör vara att efterföljande behandling, förutom lagring, inte ska behövas ur hygienisk synvinkel (Stenström, 1997).

5. FÖRBEHANDLING AV SPILLVATTEN

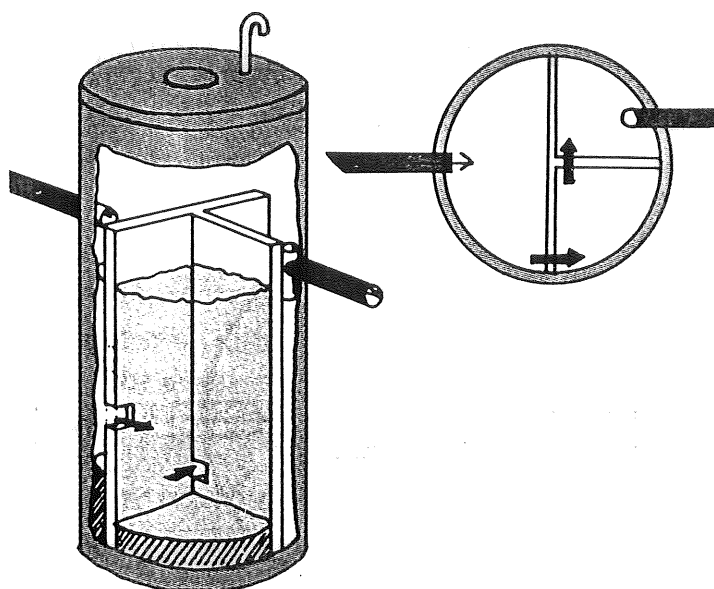
Med spillvatten menas gråvatten, svartvatten eller ett blandat avloppsvatten. För att få en godtagbar kvalitet på det vatten som skall släppas ut i naturen behöver det genomgå en reningsprocess först. Man börjar med att förbehandla spillvattnet, sedan sker rening och slutligen efterbehandling. Flera av metoderna överlappar dessa gränser, så uppdelningen får inte tas alltför bokstavligt.

5.1 Slamavskiljning

Det första steget i en reningsprocess är oftast slamavskiljning. Vanligtvis sker detta i en brunn med flera kammare där spillvattnet uppehålls så att de fasta partiklarna kan sjunka ner mot botten. Det finns ett antal olika varianter av två- och trekammersbrunnar att tillgå på marknaden. Slammet som stannar i slamavskiljaren brukar oftast tömmas med slamsugarbil för att sedan transporteras vidare till kommunalt reningsverk. Slammet är näringsrikt, vare sig det kommer från svart- eller gråvatten. Ur ekologisk synpunkt är det därför värdefullt om slammet kan tas om hand utan att blandas med industriavlopp och liknande. Istället kan slammet efterbehandlas lokalt.

5.1.1 Slamavskiljande brunnar

Slamavskiljning i en brunn eller tank är ett första steg i behandlingen av avloppsvattnet. Slamavskiljarens viktigaste funktion är att avskilja de grova partiklarna och därmed fungera som ett säkerhetssteg, så att den efterföljande anläggningen inte slammas igen. I slamavskiljaren sker dock inte någon nämnvärd rening av vattnet. Slamavskiljare finns i olika utföranden. Storleken på den beror på typ av spillvatten och antalet anslutna hushåll. Det krävs en större avskiljare om WC är anslutet än för enbart BDT-vatten. Man gör däremot ingen skillnad mellan permanentboende och fritidsboende (SNV, 1996 c/). Slamavskiljaren kan vara upprättstående eller liggande och tillverkas av betong eller av plast (polyeten, PVC eller glasfiberarmerad polyester). Ur miljösynpunkt är betong eller polyeten att föredra. Debatten kring PVC har gjort att många kommuner väljer betong istället. Brunnar av betong är nästan 100 % täta. En nackdel är dock att betong är tungt jämfört med andra material (Björkman, 1997). Om ett lätt material som exempelvis plast används till tankar och slamavskiljare, så behöver dessa förankras i marken då de grävs ner. Annars finns risk för uppträngning vid t. ex höga grundvattenstånd. Slamavskiljaren skall normalt tömmas en gång per år (SNV, 1990).



Figur 28 Slamavskiljare utformad som trekammarbrunn (SNV, 1990)

5.1.2 Separator

Slamavskiljning kan också ske i en separator, där vätskefasen genom kärlets utformning eller på annat sätt separeras från den fasta fasen. I vätskeseparatoren utnyttjas avloppets rörelseenergi för att skilja slammet från vattnet.

5.2 Slambehandling

Det finns ett flertal olika metoder att välja mellan för behandling av slam. Slammet kan behandlas med kalk eller syra, varvid en effektiv desinficering sker. Exempel på andra metoder som kan användas är behandling med värme, strålning eller genom kompostering. Slamavvattning till åtminstone 50 procents torrsubstans ger också ofta upphov till kraftig värmeutveckling som desinficerar. Genom att hygienisera slammet så kan det spridas direkt på åkermark, istället för att tömmas på soptipp eller i reningsverk (Stenström, 1996).

5.3 Aerob och anaerob nedbrytning

Biologisk nedbrytning kan ske aerobt, under tillförsel av luft (syre), eller anaerobt, utan lufttillförsel. Aerob nedbrytning vid förhöjda temperaturer ger en mycket god desinficerande effekt under optimala driftförhållanden. Processen kräver kortare uppehållstider och minskar det organiska materialet mer än vad anaeroba processer gör. Anaeroba och aeroba processer kan också användas i kombination och har gett gott resultat. Det anaeroba steget ger energi för att upprätthålla rätt temperatur och det aeroba termofila steget används för desinfektion. Processen kan användas både som ett aerobt steg följt av ett anaerobt och vice versa (Stenström, 1997).

6. RENING AV SPILLVATTEN

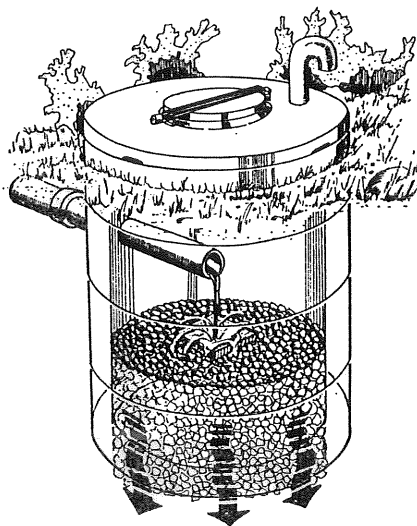
6.1 Infiltration

Infiltration av avloppsvatten i mark är en teknik där markens naturliga processer renar avloppsvattnet. Vid infiltrationen perkolerar avloppsvattnet ner till grundvattenytan. Sedan blandas det med grundvattnet under utspädning och medföljer så småningom ut i närliggande vattendrag, sjö eller hav. På sin väg genom jorden förändras avloppsvattnet både kemiskt, fysikaliskt och biologiskt. Bland annat reduceras tarmmikro-organismerna.

6.2 Infiltrationsanläggningar

En infiltrationsanläggning är det vanligaste sättet att rena hushållsspillvatten från enstaka hushåll. Det är också den metod som rekommenderas av Naturvårdsverket i första hand (där de lokala förutsättningarna tillåter).

Då markförhållandena är gynnsamma och vid små avloppsvattenmängder kan man enkelt ordna infiltrationen för en fastighet genom en **infiltrationsbrunn**. Brunnen utförs lämpligen av betongringar och bör för ett hushåll om två personer ha en diameter av minst 1,2 meter. Den bör dessutom vara nedförd minst 0,1 meter i det genomsläppliga marklager som avloppsvattnet skall infiltreras i. Infiltrationsbrunnen görs öppen nedtill och man täcker botten med ett lager grovt grus. För att det nedfallande avloppsvattnet skall spridas över grusytan, placeras en platta eller flat sten på grusbädden. Man kan förbättra brunnens förmåga att överföra avloppsvattnet till marklagren genom att dess nedersta del görs perforerad och kringfylls med singel eller grovt grus (SNV, 1975).



Figur 29 Infiltrationsbrunn (SNV, 1975)

Då man vill rena spillvatten från fler personer än i fallet med infiltrationsbrunn, behöver större infiltrationsyta tas i anspråk och en annan metod användas.

Det avslammade och eventuellt ytterligare behandlade avloppsvattnet sprids genom en eller flera infiltrationsledningar (spridningsledningar). Infiltrationsledningarna grävs

ner i ett eller flera parallella diken, och bäddas in i olika skikt av grovkornigt och finkornigt material. Ledningarna kan förläggas i separata diken eller i en sammanhängande bädd. Alternativ till parallella diken är att lägga infiltrationsledningarna solfjäderformigt i separata bäddar. Man kan även ordna infiltrationsledningar i serie, vilket med fördel kan ske i sluttande terräng. Ledningarna läggs då parallellt med terrängens höjdkurvor. När spillvattnet når infiltrationssystemet dräneras det mesta ut från spridningsrören redan i början av infiltrationsbädden. Detta medför att de borte delarna av ledningarna bara nås vid större flöden. För att utnyttja infiltrationsbädden effektivare kan man använda en pulsdoserare som portionerar ut vattnet stötvis. På infiltrationsdikets botten bildas successivt en hinna av bakterier, en biologiskt aktiv zon, som tar hand om merparten av spillvattnets bakterier och organiska nedbrytningsprodukter. Fosfor fastläggs i själva markprofilen men endast en liten del av vattnets innehåll av kväve kan renas. Det tar cirka 1,5 månader innan bakterielivet i en nyanlagd infiltrationsbädd har utvecklats och reningen blivit optimal (Bokalders, mfl, 1995).

Bottenytan i infiltrationsdiket skall vara helt plan och horisontell samt ha en bredd mellan 0,8 och 2 meter. En meters bredd är i de flesta fall lagom. Vid parallella gravar skall bottenytorna ligga på samma nivå och avståndet mellan två parallella ledningar bör vara minst 2 meter. Spridningsledningen placeras i diket/bädden och fixeras där i rätt läge med hjälp av singel eller tvättad makadam. Spridningslagret som omsluter infiltrationsledningarna skall ha en tjocklek av minst 5 centimeter ovanför och minst 10 centimeter under ledningen. Totalt skall hela spridningslagret vara minst 30-35 cm tjockt. Spridningslagrets tjocklek kan ökas då jordmaterialet innehåller mycket finmaterial. På så sätt får spridningslagret ökad betydelse genom att fungera som utjämningsmagasin. Längden på spridningsledningarna bör inte överstiga 15 meter vid självfall och 25 meter vid pumpning. Lutningen på ledningarna bör vara mellan 5 och 10 promille.

Det är lämpligt att placera ett materialavskiljande skikt av exempelvis finsingel eller geotextil mellan fyllnadsmassorna och spridningslagret. Detta för att de olika materialen inte skall blandas med varandra (SNV, 1996 a/).

Viktigt är att infiltrationsbädden läggs på frostfritt djup. Man kan minska läggningsdjupet, ofta till 0,5 meters djup, genom att använda isoleringsskivor eller annat lämpligt isoleringsmaterial. Detta är till fördel för reningen av avloppsvattnet eftersom det underliggande jordlagrets mäktighet därigenom ökar (SNV, 1975).

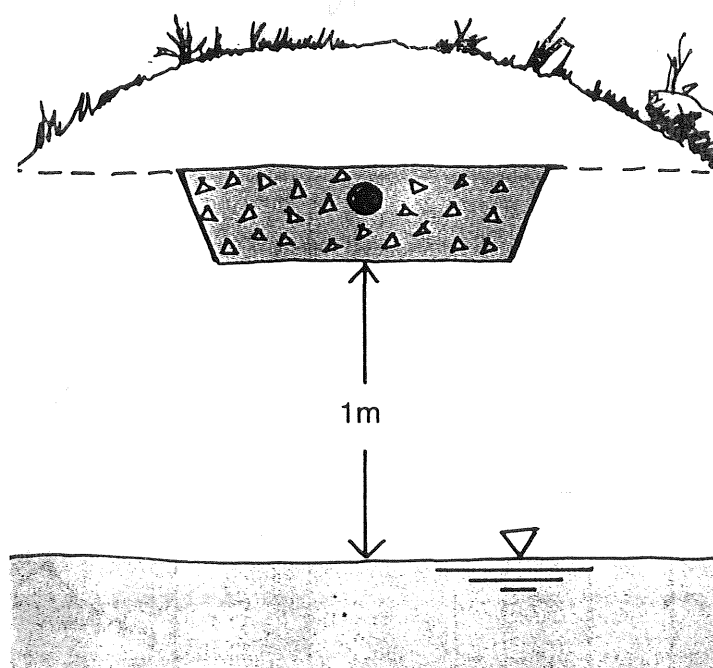
Eftersom rötter lätt letar sig in i spridningsledningarna och täpper igen dem så bör det inte finnas större växtlighet i omedelbar närhet till anläggningen

6.2.1 Förstärkt infiltration

När alla kriterier för en infiltrationsanläggning är uppfyllda utom kornstorlekskriteriet så kan en förstärkt infiltrationsanläggning byggas. Då de naturliga jordlagren har en för hög halt av grovkornigt material blir reningseffekten för låg. För att få ett tillfredsställande reningsresultat placeras i sådana fall kan ett jämförelsevis finkornigare material placeras under spridningslagret. Om jordlagren istället har en något för hög halt av finkornigt material kan man öka den hydrauliska kapaciteten genom att lägga ett skikt av något grövre material under spridningslagret.

6.2.2 Grund infiltration

När avståndet till grundvattnet är otillräckligt och/eller de naturliga jordlagren är tunna kan en grund infiltrationsanläggning väljas. En grund infiltrationsanläggning kan i princip byggas hur grunt som helst. Man kan även bygga en grund infiltrationsanläggning ovan ursprunglig marknivå. Höjden på uppbyggnaden bestäms av att avståndet mellan infiltrationsyta och grundvattenyta eller berg skall vara minst 1 meter. En grund infiltrationsanläggning utformas som konventionell infiltration, men det krävs en viss överbyggnad med jord och eventuell frostisolering. En fördel med grunt förlagda system är att de bättre utnyttjar de övre jordlagren där reningsförmågan är störst (SNV, 1990).

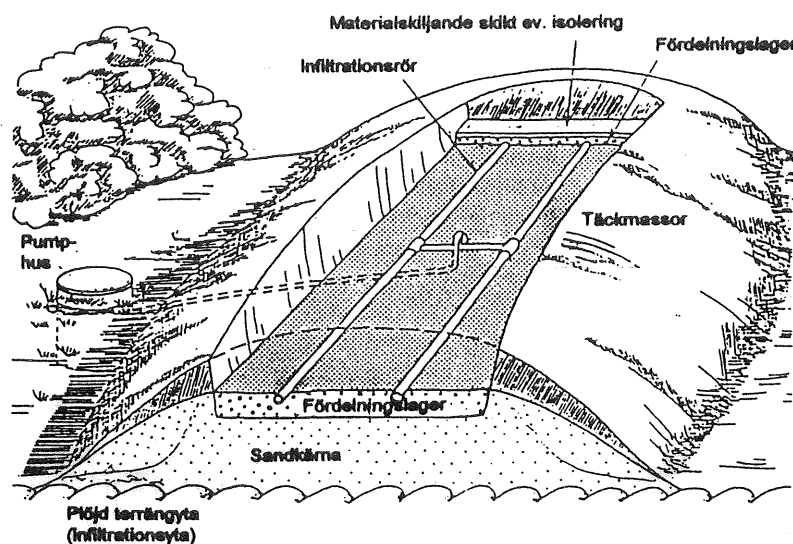


Figur 30 Principutformning av grund infiltrations-anläggning (SNV, 1990)

6.2.3 Upplyft infiltration

Upplyft infiltration (mound) är mycket använd i USA men dåligt beprövad i Sverige. Metoden används i de fall då jorden är relativt finkornig, grundvattennivån är hög och/eller jordlagret är tunt. Vid upplyft infiltration byggs infiltrationsanläggningen upp helt eller delvis ovan markytan. Först tas vegetationstäcket bort och den befintliga jorden plöjs (där anläggningen skall byggas). Ovanpå den befintliga marken byggs sedan filtreringsbädden upp med markbäddssand tills minsta avståndet mellan infiltrationsledningen berg/grundvattenyta är 1 meter. Ovanpå sanden läggs ett spridningslager av tvättad makadam eller singel i vilket spridningsledningen placeras. Slutligen täcks hela anläggningen med jord till frostfritt djup, ca 70-80 centimeter. Anläggningen fungerar på så vis att avloppsvattnet pumpas upp till bädden och fördelas över ett sandlager. Vattnet perkolerar sedan från bädden ner i de ursprungliga jordlagren. Reningseffekten kan i stort jämföras med en infiltrationsanläggning.

Eftersom dimensioneringen av anläggningar med upplyft infiltration är förhållandevis komplicerad bör avloppsrening med denna metod endast användas i specialfall.



Figur 31 Snitt genom en anläggning med upphöjd infiltration (Jonasson mfl., 1993)

6.2.4 Infiltration i lera

Om marken är mycket finkornig (lera) kan man använda sig av speciella tekniker för infiltration i lera. En sådan metod går ut på att ett skikt av veckad plast används för jämnare spridning och syresättning av infiltrationsvattnet. Metoden kan även användas för att effektivisera en infiltrationsanläggning eller markbädd. (Bokalders mfl., 1995)

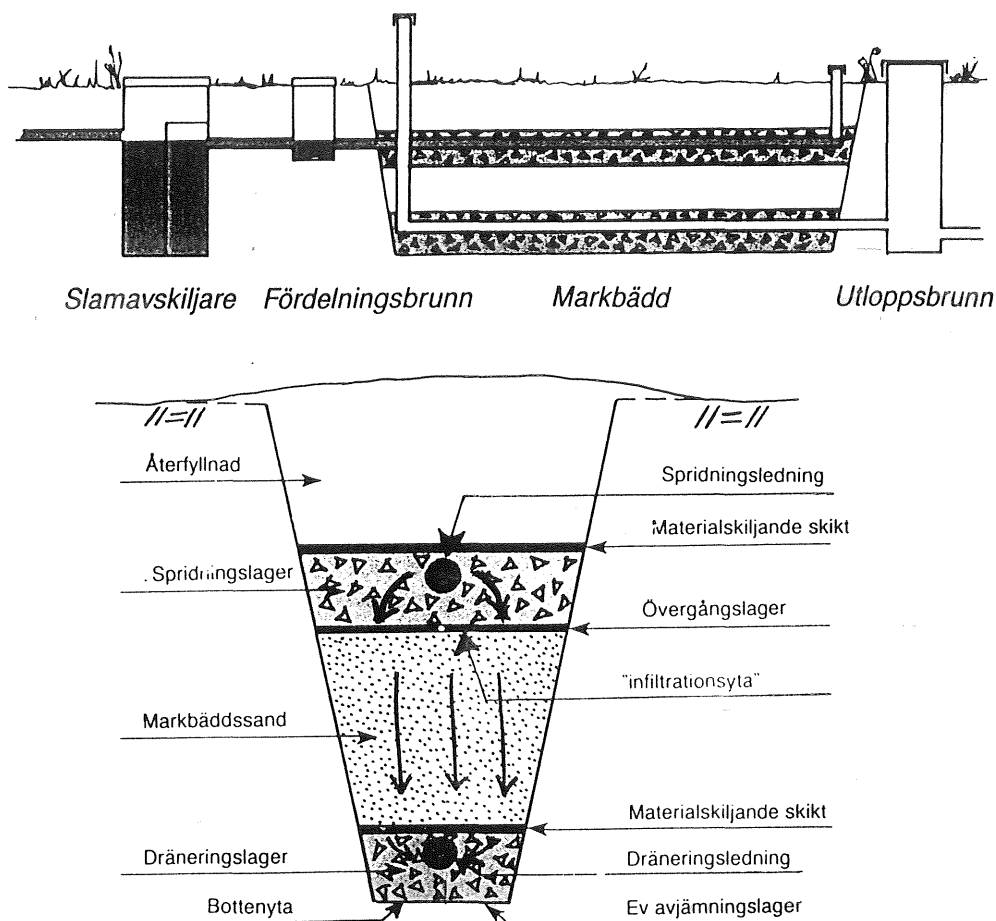
6.3 Markbädd

Markbädd är den vanligaste anläggningstypen då det inte går att bygga en infiltrationsanläggning. Den ena skillnaden mellan en markbädd och en infiltrationsanläggning är att i den sistnämnda renas spillvattnet i den befintliga jorden, medan det i markbädden renas i tillfört sandmaterial, vilket ger en begränsad reningsvolym. Den andra skillnaden är att det renade spillvattnet i en infiltrationsanläggning letar sig ner till grundvattnet, medan det i en markbädd helt eller delvis leds via en utloppsledning till något vattendrag.

Markbädd är ett bra alternativ då jorden har olämplig kornstorleksfördelning för infiltration, tex. för mycket lera eller silt, eller då avståndet till grundvattenytan eller berg är otillräcklig. Markbädden kan förläggas i eller ovan mark. Ingående vatten leds in i en spridarledning och vattnet dränerar sedan långsamt genom skikt av grus och sand. I bäddens botten samlas det renade vattnet upp i en eller flera uppsamlingsledningar och leds vidare i öppet dike till damm eller våtmark för finputsning. Alternativt släpps det direkt ut i recipienten.

I markbädden sker reningen huvudsakligen på överytan av det tillförda sandmaterialet, där en hinna av bakterier, en biologiskt aktiv zon, bildas och tar hand om merparten av spillvattnets bakterier och organiska nedbrytningsprodukter. I sandmaterialet fastläggs

fosfor, men med tiden blir reningen allt mindre effektiv. Anledningen till detta är att fosfor binds till mineralkornen i markbädden och med tiden blir det allt mindre bindningsyta kvar. Kvävereningen är obetydlig.



Figur 32 Markbädd

Ett schaktdjup på ca 2 meter krävs om markbädden skall ligga helt och hållet under markytan. Om miljö- och hälsoskyddsnämnden har bedömt (i aktuellt fall) att det är lämpligt att så mycket vatten som möjligt infiltrerar ner i jorden under anläggningen (alt. 1), bör bottenytan vara helt plan, och bredden så stor som möjligt i förhållande till infiltrationsytans bredd. Om de istället kräver att mesta möjliga mängd vatten skall ledas bort (alt. 2) bör bottenytan ha en lutning på 5 promille (dvs 5mm/m ledning) och bredden vara så liten som möjligt i förhållande till infiltrationsytans bredd. Dräneringslagret skall bestå av singel eller makadam med stenstorlek 8-16 millimeter eller 12-24 millimeter. I alt. 1 (ovan) bör det finnas minst 15 centimeter tvättat stenmaterial under dräneringsledningen. I alt 2 räcker det med 5 centimeter under. För båda fallen gäller att dräneringsledningen skall täckas med 5 centimeter stenmaterial ovanpå. Samtliga dräneringsledningar sammanfogas och avslutas med en inspektionsbrunn, vars diameter bör vara minst 300 millimeter.

Lutningen på utloppsledningen bör vara minst 3 promille. Om vattnet kan tillåtas infiltrera ner i marken så kan utloppsledningen bestå av dräneringsledning. Om vattnet

skall ledas direkt till ytvatten kan man använda täta markavloppsrör som utloppsledning (SNV, 1996 b/). För mer detaljer, se Faktablad 5, SNV Informerar.

6.3.1 Inneslutna markbäddar

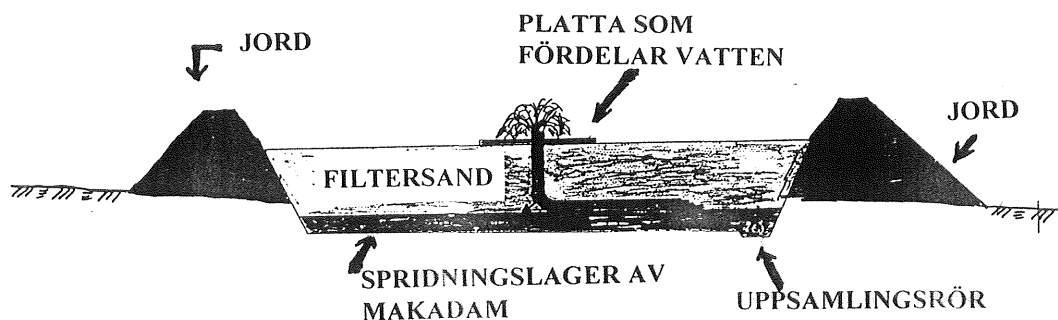
Fungerar i princip på samma sätt som en vanlig markbädd. Man har dock bättre kontroll över hydrauliken inne i och utanför markbädden. Detta på grund av inneslutningen. Som filtermaterial används lättklinkerkross, grus, sand, etc.

6.4 Öppna filterbäddar

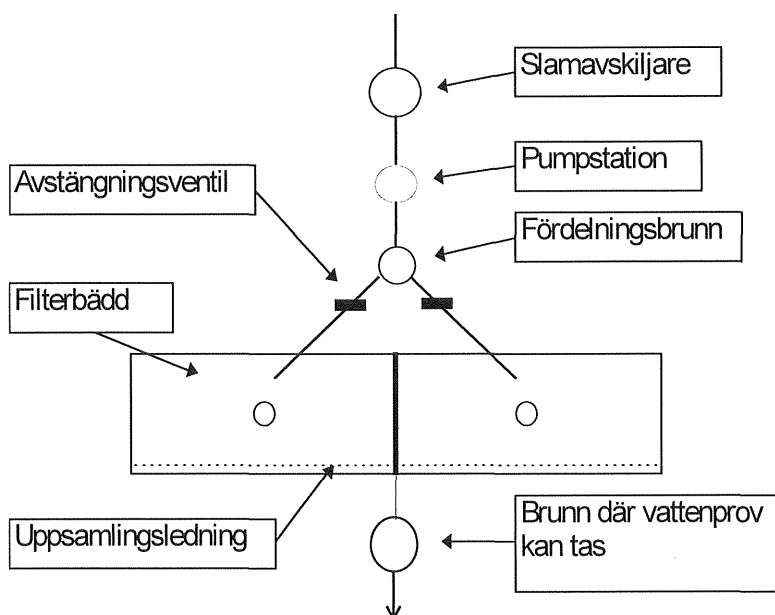
En filterbädd består av ett cirka 1,20 meter tjockt sandlager som ligger ovanpå ett par decimeter tjockt spridningslager av makadam. En pump fördelar vattnet över filterytan. Sedan får vattnet sippra ner genom sanden för att efter ett tag nå makadamen. En liten lutning på botten i filterbädden medför att vattnet rinner ner till ena änden, där en uppsamlingsledning tar om hand vattnet. Härifrån transporteras vattnet lämpligen till våtmark, bäck eller dylikt för efterpolering. Den totala filterbäddsytan som krävs delas upp i två avskiljda delar som körs intermeditent (växelvis). Detta sker genom att man placerar avstängningsventiler i anslutning till de två delytorna. Det är väldigt viktigt att filtersanden har en speciell kornstorlek och komposition. Denna varierar från fall till fall, men kornstorleken ligger i intervallet från ung. 0,63 mm till ca 6-7 mm.

Fosfor lägger sig i de cirka 20 översta centimetrarna i filtersanden. Av denna anledning behöver man byta ut sanden för denna del i filterbädden. Annars renar den inte lika bra som den borde. Byte av sand behöver dock ej göras speciellt ofta (troligen mer än 15 år mellan byten).

I och med att filtersanden blir väldigt näringsrik efter ett tag sker algpåväxt på filtersanden. Då detta blir omfattande kan det skrapas bort med en kratta, vilket inte är speciellt jobbigt. Vegetation börjar även växa i filterbädden av samma anledning som för algerna. Man kan då få problem med kraftiga rötter i bädden, vilket gör det svårt för vattnet att kunna sippra ner i bädden. Man kan då behöva ta bort vegetationen inklusive rötter. På en filterbädd kan man max spruta på 200 liter per kvadratmeter och dygn. Filterbäddar är ett bra alternativ att välja i många situationer. De har många fördelar gentemot exempelvis en markbädd. De tar mindre yta i anspråk, 1/4 - 1/5 av ytan för markbädd. Driftskostnaderna för filterbäddar är låga och de tål flödesvariationer. En annan fördel gentemot markbädd är att man märker om reningen i slamavskiljaren ej fungerat tillfredsställande. Detta eftersom vattnet släpps ut på ytan av filterbädden där man lätt ser eventuellt slam. I markbädden släpps vattnet ut under marknivå och man ser då inte det vatten som släpps ut i bädden, vilket är en klar nackdel. En öppen filterbädd bör alltid inhägnas med ett stängsel. Detta eftersom det ej är bra att komma för nära det utsläppta vattnet som kan innehålla en hel del bakterier etc. För att få bädden att se bättre ut i naturen kan man exempelvis plantera höga buskar kring staketet (Björkman, 1997).



Figur 33 Öppen filterbädd principsektion



Figur 34 Filterbädd uppifrån

6.5 BDT-vatten

BDT-vatten är avloppsvatten från bad, disk och tvätt. I detta vatten förekommer inte lika stora mängder bakterier som det exempelvis finns i spolvattnet från toaletter (SNV, 1995 a/). Av denna anledning kan man ofta ha en enklare rening av BDT-vattnet. För mindre fastigheter räcker det ofta att låta detta vatten passera en slamavskiljare och sedan renas i exempelvis en innesluten markbädd eller dylikt.

6.6 Hygienisering

Kapitel 6.6 inklusive underrubriker, är hämtat från (Strid, 1990). Hygienisering är nödvändig för att döda de smittoämnen (parasiter, bakterier och virus) som kan förekomma tillsammans med tarmbakterierna. Främst finns smittoämnen i avföring men förekommer även i urin i vissa fall (pga ex urinvägsinfektioner). Särskilt hos

småbarnsfamiljer förekommer avföring även i BDT-vattnet. Avloppet kan hygieniseras med naturliga eller tekniska metoder. Nedan nämns några vanliga sådana

6.6.1 Värme

En temperatur på 55° C i en timme eller 70° C i en minut räcker för att döda alla parasiter. Några metoder för värmehygienisering är kompostering, rötning, ånga mm. När det gäller kompostering ställs krav på att komposten skall uppnå en viss temperatur (varmkompost) för att hygienisering skall kunna ske. Med tanke på att komposteringen normalt tar så pass lång tid som den gör, så lär inte "uppehållstiden" för denna temperatur vara något problem. Det är däremot noga med att alla delar av komposten kommer upp i en hygieniserande temperatur. En nackdel är att en varmkompost förlorar mer kväve till luften än en svalare kompost.

En annan metod är rötning. Termofil rötning kan döda alla smittoämnen. Mesofil rötning förslår däremot inte. Dock kan man i samband med mesofil rötning hygienisera antingen när man värmer upp materialet före rötning eller genom att kompostera rötresten.

6.6.2 UV-strålning

Man kan använda ultraviolett ljus för att stråla ihjäl smittoämnen. UV-strålning är mycket effektivt så länge det vatten som bestrålas är genomlysigt, dvs. inte innehåller partiklar. Normalt innehåller avloppsvatten partiklar och därför bör UV-bestrålning föregås av ett mekaniskt filter.

6.6.3 Syrebrist

Ett sätt att döda alla sjukdomsorganismer i ett material är rötning eller lagring under anaeroba förhållanden under lång tid. En uppehållstid på två år betraktas som säker för hygienisering.

6.6.4 Kemisk avdödning

Man kan döda sjukdomsalstrare med kemiska medel, exempelvis ozon. Urin har en självsteriliserande effekt om den är tillräckligt koncentrerad.

6.7 Aktivt slam, biorotor, biologisk bädd

Biorotor, biologisk bädd och aktivt slam är tre biologiska metoder som bland annat används i kommunala reningsverk och minireningsverk för att aktivera den biologiska processen. Aktivt slammetoden innebär att luft blåses genom vattnet och syresätter det. Detta ger goda livsbetingelser för mikroorganismer. Näring flockar sig och sedimenterar. Aktivt slammetoden lämpar sig bäst för stora reningsverk med jämn belastning. En biorotor är en roterande trumma med förstorad yta som placeras i vattnet som skall renas. En biohud med mikroorganismer som binder näringsämnena i vattnet, bildas på trummans ytor. Genom att trumman roterar doppas respektive luftas biohuden växelvis. Man kan uppnå motsvarande effekt i en biobädd med grov sten eller plastkulor som begjuts med spillvattnet (Bokalders mfl, 1995).

6.8 Minireningsverk (paketreningsverk)

Ett minireningsverk är en reningsanläggning som bygger på samma principer som större, konventionella reningsverk. Det är en helt eller delvis prefabricerad enhet som kan anslutas direkt till spillvattenledningen. Man kan utforma enheten för biologisk, kemisk och mekanisk rening, antingen i olika kombinationer eller var för sig. Valet av reningssteg i anläggningen är helt beroende av de krav som recipienten ställer. Konventionella och kända processer har skalats ner och /eller modifierats för mindre flöden. För den biologiska behandlingen används vanligtvis biorotor eller plastbiobädd. Den kemiska reningen sker genom fällning med upplösta kemikalier och sedimenteringen sker vanligtvis i brunnar typ slamavskiljare och ibland i lamellsedimenteringsbassänger. Det kemiska steget, som oftast innebär fällning av fosfor med kemikalier, kan i de flesta fall uteslutas. Dock bör man då undvika fosfathaltiga tvättmedel, gärna använda urinseparerande toaletter, och ha ett efterpoleringssteg efter anläggningen. Minireningsverk finns i storlek från ett hushåll och uppåt. De är dock mest aktuella för gruppbebyggelse och lite större anläggningar. Detta bland annat på grund av att de behöver skötas noggrant och regelbundet, samt att de är beroende av el (SNV, 1990).

6.9 Vattenbruk

Med spillvattenbruk menas ett system som använder spillvatten för odling av biomassa i ett vattenbruk. Syftet är att ta till vara de näringsämnen och energiresurser som finns i spillvatten, men också att undvika att dessa resurser tillförs ekosystem där de orsakar icke-önskvärda effekter som till exempelvis eutrofiering av vattendrag och hav. Man kan exempelvis odla vattenorganismer för produktion av foder, gödningsmedel, livsmedel eller energiråvara ur "föroreningar", samtidigt som rent vatten erhålls.

Spillvattenbruk kan vara en effektiv metod att avlägsna både fosfor och kväve ur vatten. Det har även många gånger visat sig vara ett billigare alternativ än konventionell reningsteknik (Ridderstolpe & Kindvall, 1989). Exempel på vattenbruk är bevattningen av risfält i Kina, bevattningen av åkrar på Gotland och skogar i Norrbotten (Nilsson, 1994).

7. EFTERBEHANDLING AV SPILLVATTEN

Det sista reningssteget av spillvattnet innan utsläpp i recipient och dylikt är efterbehandling.

7.1 Återföring av näringsämnen till jordbruk

Näringsämnen och organiskt material, vilka utgör byggstenar i allt levande, befinner sig i ett ständigt kretslopp på vår jord. Flöden av material från land till vatten är snabba processer som man kan räkna i dagar eller år. Flöden i motsatt riktning får däremot snarare betraktas i geologiska tidsskalor. Uttransporten av material från land till vatten har i och med olika mänskliga aktiviteter accelererat över hela världen, vilket skapat obalans i kretsloppen. Detta har på en del platser lett till en rad problem, såsom utarmning av markens innehåll av exempelvis fosfor och andra näringsämnen. Viktigt är att vi uppmärksammar detta och försöker återföra de näringsämnen som finns i exempelvis spillvatten, till jordbruket. Det är viktigt att man inte bara ser de sanitära och estetiska olägenheterna med avloppsvattnet, utan i stället ser vilka resurser det innehåller. På så vis får vi ett mer fungerande kretslopp och vi hushåller med våra naturresurser bättre (Ridderstolpe & Kindvall, 1989).

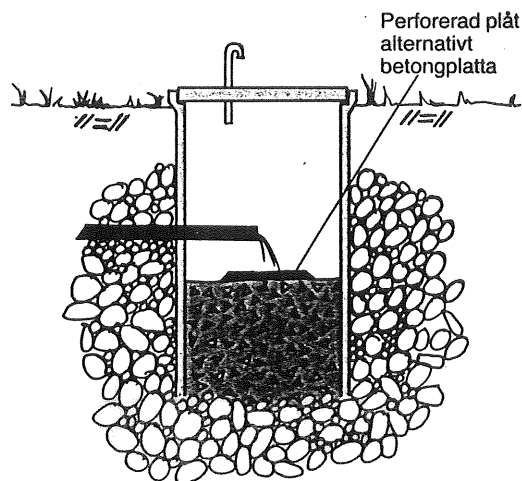
7.2 Bevattning

Spillvatten kan bland annat användas för att bevattna jordbruksmarker. Innan bevattning sker, lagras vattnet i stora bassänger i ungefär ett halvår för hygienisering. Spillvatten som endast kommer från BDT-avlopp kan efter slamavskiljning samlas upp i ett dike, en damm eller brunn. Därifrån kan vattnet sedan tas för bevattning sommartid. Spillvatten används även för att bevattna energiskog och energigräs.

7.3 Stenkista, infiltrationsbrunn

Metoden är bäst lämpad för omhändertagande av dagvatten och inte av spillvatten. En stenkista är en infiltrationsanläggning som består av en cirkulär stenfylld grop eller brunn (3-4 meter djup och en diameter på 3-5 meter), till vilket slamavskiljarens utlopp mynnar (fig. 35). Man släpper spillvattnet så att det sprids över stenyterna. Metoden medför att spillvatten som ej är tillräckligt renat infiltrerar okontrollerat ner till grundvattnet. Dock kan metoden fungera för efterpolering eller infiltration av ett fosforavlastat BDT-vatten.

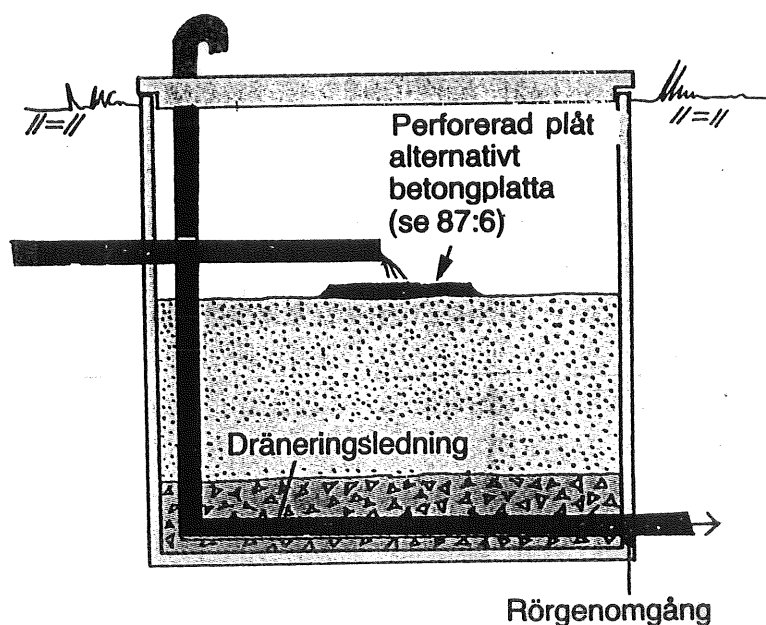
En infiltrationsbrunn är en brunn som är öppen nedåt, med ett lager singel eller grovt grus i botten. Den bygger på samma princip som stenkistan.



Figur 35 Stenkista (SNV, 1990)

7.4 Sandfilterbrunn

Då de lokala förutsättningarna medför att varken infiltration eller markbädd kan utnyttjas, kan en sandfilterbrunn ibland vara en möjlig lösning (fig. 36). Det är en tät behållare (oftast av betongringar) med utlopp, i vilken anbringats ett sandfilter. Man kan likna anläggningen vid en starkt nerskalad markbädd med täta sidor och botten. En sandfilterbrunn skall föregås av slamavskiljare. Reningseffekten som erhålls i en sandfilterbrunn är sämre än den man får vid användande av exempelvis en infiltrationsanläggning eller markbädd. Av byggnadstekniska skäl kan brunnen normalt inte göras så stor som behövs för behandling av både BDT- och klosettwater. Därför bör den begränsas till endast rening av BDT-water (SNV, 1990).



Figur 36 Sandfilterbrunn (SNV, 1990)

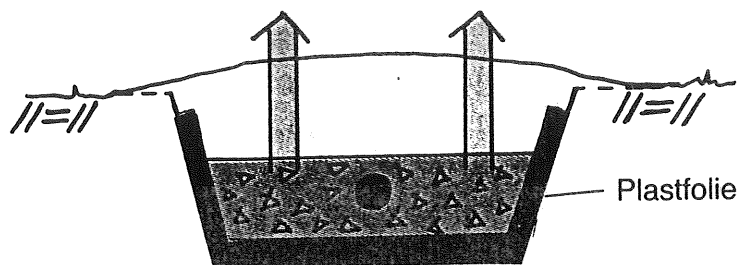
7.5 Våtmarker och översilningsängar

Våtmarker är ett vidsträckt begrepp. Det torde omfatta allt från infiltration i en myr eller sumpig skog till biodammar med öppen yta. Våtmarken kan vara naturlig eller artificiellt skapad. Våtmarker i landskapet har en naturligt vattenrenande funktion som man kan utnyttja för att rena förorenat vatten från samhällen. Anlagda våtmarker för behandling av spillvatten befinner sig i Sverige på försöksstadiet. Anlagda våtmarker kan utformas som seriekopplade dammar med intermittent drift och med planterade våtmarksväxter. När dammarna är torrlagda sker kvävereduktion genom nitrifikation och när dammarna står fyllda med vatten sker kvävereduktionen genom denitrifikation. Reduktion av fosfor sker främst genom fastläggning. Normalt utformas våtmarker inte för skörd och man kan därför inte tala om någon nämnvärd recirkulation av närsalter. Detta bland annat för att det finns praktiska problem att hitta lämpliga skördemetoder. Så småningom när våtmarken använts ett tag, kan bottensedimenten komma att mättas med avseende på fosfor. Detta medför risk för fosforläckage, varför våtmarker kanske främst lämpar sig för kvävereduktion som ett efterbehandlingssteg. Vad gäller reningsresultat visar de anläggningar som är i drift stor spridning. Detta kan bland annat bero på olika förutsättningar beträffande belastningar, klimatvariationer samt uppehållstider. Man bör dock åtminstone kunna räkna med att en 50%-ig reduktion av närsalter är möjlig att uppnå (Wängsell, 1994).

7.6 Resorption

En resorptionsanläggning kan arrangeras på flera olika sätt. Ett alternativ är att ha ett system av diken och dammar som kantas av växtlighet. En annan möjlighet är att resorptionsanläggningen görs som en ytlig infiltrationsanläggning, där växternas rötter kommer åt näringen. På sidorna och i botten av anläggningen läggs plastfolie. Avsikten med en resorptionsanläggning är att i princip allt spillvatten ska sugas upp av växtligheten (vanligen gräs) eller avdunsta. Anläggningen har inget utlopp. Tekniken med resorption har ibland använts om det i lerrika områden saknas en recipient för att anlägga en markbädd eller i bergsrika områden med tunna jordtäcken. För områden där man har ett väl tillgodosett grundvattenskydd och förhållandevis täta jordarter kan kombinationen resorption-infiltration i vissa fall vara en lösning.

En resorptionsanläggning kan endast accepteras vid renodlat sommarboende och där den sanitära standarden är låg, tex. ett tappställe för vatten. Dessutom får det inte finnas risk för att vattenförsörjningen i området äventyras. Vattenförsörjningen i områden där man väljer att använda denna teknik bör anordnas från en gemensam vattentäkt som ej riskerar att bli förorenad vid ett eventuellt läckage från anläggningen. Resorption är en teknik som inte rekommenderas av naturvårdsverket (SNV, 1990).



Figur 37 Principen för resorption (SNV,1990)

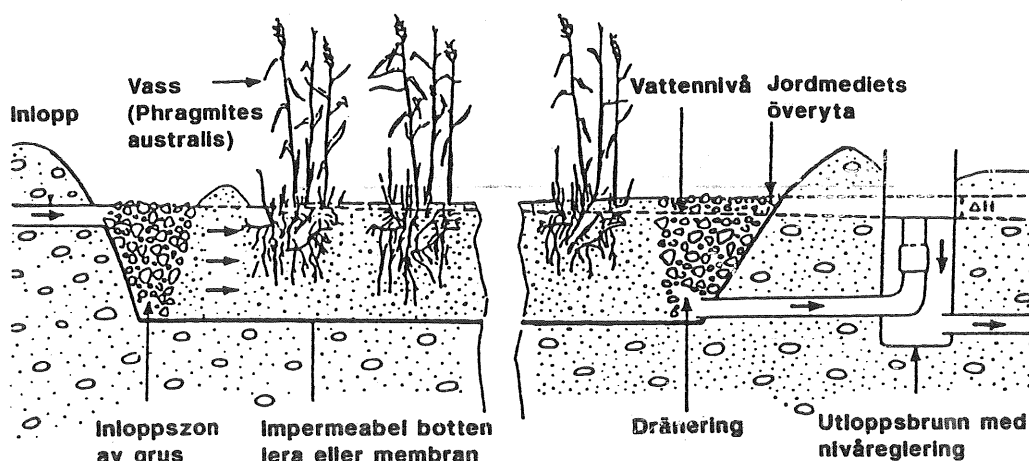
7.7 Rotzon-konstruerad våtmark

En rotzonsanläggning är en vidareutveckling av resorptionstekniken. Rotzonen kan arrangeras som ett system av diken, som randzoner i ett dammsystem eller som en konstgjort våtmark. Rotzonen kan vara vertikal eller horisontell. I det första fallet gäller att vattnet tillförs på ytan och tas ut på botten. I en horisontell rotzon tas däremot vattnet in från en sida, och släpps ut på en annan sida. De båda metoderna kan kombineras på olika sätt (Bokalders mfl., 1995).

I en rotzons-anläggning sker strömning genom anlagda jordfilter. Dessa jordfilter kan bestå av flera celler kopplade i serie. I regel är jordmaterialet grovkornigt. För att förhindra infiltration till underliggande jordlager så utformas anläggningarna med ett tätskikt i botten (jord eller plastmembran), och har kontrollerade in- och utlopp. Filtren planteras med utpräglade vatten- eller våtmarksväxter som kaveln, bladvass eller säv. Den huvudfunktion växterna har är att genom de inre luftkanalerna transportera syre och skapa en aerob/anaerob mosaik i jorden för att omväxlande gynna nitrifikation och denitrifikation. Växterna isolerar även mot frost. Avloppsvatten kan tillföras året om eftersom det är liten risk för frost om vegetationsskiktet är kraftigt. Om de topografiska förutsättningarna tillåter kan vattnet spridas genom självtryck.

För att underlätta nitrifikationsprocessen bör spillvattnet luftas innan tillförsel till rotzonsanläggningen. Reduktionen av fosfor sker genom fastläggning. En metod som använts en del under senare år för att maximera kontaktytan med vatten och öka fosforavskiljningen är att ha leca som filtermaterial i anläggningarna. Recirkulationen av närsalter är försumbar om inte jordmaterialet grävs upp och återanvänds. Dock blir recirkulationen av kväve låg under alla omständigheter eftersom kvävereduktionen främst sker genom denitrifikation och avgång till atmosfären.

Reningseffekten i rotzonsanläggningen sjunker vintertid och systemet kan slås ut helt i kallt klimat (Wängsell, 1994).



Figur 38 Rotzonsanläggning (Wängsell, 1990)

7.8 Dammar

I en damm eller ett system av dammar sker en viss naturlig rening. Samtidigt kan dammen vara en reservoar, en buffert för renat spillvatten innan det går ut i recipienten. Genom olika åtgärder så kan reningseffekten förbättras. Exempel på sådant är växtlighet i strandzonen, inplantering av olika organismer, lättklinker eller grovt grus i strandkanten, luftning etc.

7.9 Bäckar och diken

I diken och bäckar syresätts rinnande vatten och renas i naturliga processer. Om man har växtlighet i och vid diket så kan reningen förbättras. En förbättrad fosforreduktion kan uppnås med grovt grus eller lättklinker på botten.

7.10 Vattentrappa

En vattentrappa är en vattensculptur med syresättande funktion. Vattentrappan är sammansatt av flera skålar, Flowforms, som är formgivna efter funktionella och konstnärliga principer. Formgivningen följer och understödjer vattnets naturliga rörelser. Vattentrappor kan användas i en reningsanläggning, fiskdamm, etc.

8. JÄMFÖRANDE STUDIE MELLAN OLIKA TOALETT-SYSTEM

Det finns en mängd olika toalettsystem. Här nedan har gjorts ett urval av system, som jag ansett vara de mest relevanta att studera för projektet Hestra-parkstad. Vakuum-toalett och oljespolande toalett anser jag ej applicerbara på aktuellt projekt, varför de ej nämns här.

8.1 Förutsättningar för användande av respektive toalettsystem

8.1.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering

Förutsättning för denna typ av toalett är att man är ansluten till vattennätet. Man kan dessutom vara ansluten till ett kommunalt avloppsreningsverk eller ha rening av avloppet mer lokalt.

8.1.2 Enkelspolande vattentoalett med urinseparering

Förutsättning för användande av denna toalett är att man är ansluten till vattennätet. Avsättning för urinen bör finnas inom rimlig närhet. Det bör finnas lantbrukare i närheten som kan och vill ta emot urinen och använda den som gödselmedel på åkrarna. Alternativt kanske avsättning finns på den egna tomten, i energiskog etc. Dessutom måste investeras i urintankar för att kunna lagra urinet. Speciell ledning för urin skall finnas från toaletten. I befintliga hus där man tänker övergå till toalett med urinseparering, måste alltså först extra ledningar läggas. Uppsamling av fekalerna kan ske antingen i en behållare under stolen eller i ett multrum. Om man skall ha ett multrum, så måste huset ha en källare eller krypgrund. Det skall vara lätt att ta sig till multrummet från husets utsida. En liten gångväg skall anordnas på tomten ner till källaren/krypgrunden där tunnorna finns. Detta bland annat för att man lätt skall kunna transportera tunnorna till kompost eller dylikt.

Vissa toalettmodeller kräver en mindre mängd elenergi för att driva en fläkt eller för att värma en indunstningsmodul. Detta förutsätter att man har tillgång till el (Johansson & Wijkmark, 1997).

8.1.3 Dubbelspolande vattentoalett med urinseparering

Förutsättning för denna typ av toalett är att man är ansluten till vattennätet. Urintank måste finnas, samt speciell ledning för urin från toaletten. Dessutom måste avsättning för urinen finnas hos någon lantbrukare i närheten eller dylikt. Rening av vattnet efter toaletten kan ske i lokal reningsanläggning alternativt kan anslutning göras till kommunalt reningsverk.

8.2 Hur kretsloppsanpassat är toalettsystemet?

8.2.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering

Dålig kretsloppsanpassning. Närsalterna i urinen tas ej till vara då urinen ej separeras.

8.2.2 Enkelspolande vattentoalett (med urinseparering)

I och med att urinen separeras från fekalerna, så kan näringsämnena i urinen bättre användas. Ca 80 % av kvävet och 50 % av fosfor i spillvattnet finns i urinen. Urinen sprids exempelvis på åkermark och på så vis fås recirkulation av dessa ämnen. Fekalierna kan efter lagring i ca 6 månader användas som jordförbättringsmedel. Enkelspolande vattentoalett med urinseparering har alltså en bra kretsloppsanpassning. En annan fördel med toalettssystemet är att man har en väldigt liten vattenförbrukning.

Man måste tänka långsiktigt på avsättningen av den färdiga mullen. Ofta lägger man den i sin egen trädgård eller liknande. Om det rör sig om stora mängder och man inte odlar intensivt, så kan det med tiden uppkomma ett överskott av fosfor som sedan kan läcka ut (Johansson & Wijkmark, 1997).

8.2.3 Dubbelspolande vattentoalett (med urinseparering)

Urinen tas till vara för spridning på exempelvis åkermark. Detta bidrar till att öka systemets kretsloppsanpassning. Fekalierna spolas ut på konventionellt sett till exempelvis en slamseparator eller kommunalt avloppsnät. Näringsämnena i fekaliedelen tas därför ej tillvara speciellt bra. Detta kan jämföras med enkelspolande systemet. Dessutom förbrukas betydligt mer vatten i dubbelspolande system än i enkelspolande (Hanaeus & Johansson, 1996).

8.3 Hygieniska aspekter och smittspridningsrisker

8.3.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering

Man har ej hygieniska problem med lukt och flugor sås som är fallet med enkelspolande toaletter. Genom bortförsel av allt avlopp till ett reningsverk genom ledningar, så är riskerna för de boende minimerad. Detta medför att smittspridningsrisken blir liten. Om vattnet istället släpps i markbädd, filterbädd eller dylikt så ökar riskerna.

8.3.2 Enkelspolande vattentoalett med urinseparering

Urinseparering kombinerad med torr fekaliehantering är den avloppsreningsmetod, förutom torrdass och infiltrering, som bäst eliminerar smittöverföring till vatten. I och med att man har ett torrt system får man små eller inga utsläpp till vattenrecipienten. Risk för smitta föreligger dock om urin från urintankarna sprids utan att ha genomgått en tillräckligt lång mellanlagring för avdödning av mikroorganismer. Till luften har man dock ett visst utsläpp av kväve.

Latrin innehåller i stort sett ej nedbrutna fekalier. Att utnyttja multrum där toaletterna är placerade inomhus medför en uppenbar risk för sanitära olägenheter i form av lukt och flugor och andra insekter. Smitta kan spridas inomhus av insekter och vid direktkontakt med latrin i samband med skötsel och tömning av multrumsbehållare. Skötsel och tömning innebär att en person riskerar att komma i kontakt med eventuell smittat material ett flertal gånger per år. Risk för smitta kan också föreligga när det utgrävda materialet tas om hand, tex. som gödningsmedel i odlingar, om inte efterkomposteringen sköts på rätt sätt (RUST VA-projekt AB, 1997).

8.3.3 Dubbelspolande vattentoalett med urinseparering

De hygieniska aspekterna är bättre för dubbelspolande toalett än för enkelspolande. Dock är smittspridningen till recipient större för dubbelspolande. Ingen risk för smitta i bostaden. Risk för smitta föreligger om urin från urintankarna sprids utan att ha genomgått en tillräckligt lång mellanlagring för avdödning av mikroorganismer.

8.4 Användarvänlighet och underhållsåtgärder

8.4.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering

Bekvämt system som inte ställer några krav på de boende i form av underhåll etc. Lätt att använda.

8.4.2 Enkelspolande vattentoalett med urinseparering

Det kan vara svårt att få allmän acceptans för torra system. Detta beroende på att vi är vana vid vattentoalettens bekvämlighet och funktion. Torrtoaletter finns dock i sanitetsporslin, vilket underlättar möjligheterna för acceptans. I fritidshus och liknande accepterar dock i princip alla torra system. En torrtoalett kräver engagemang och personliga insatser för skötsel. Om man har en låda under stolen så skall denna bytas då den blir full. Om man istället har multrum så skall tunnan som fekalierna samlas upp i, bytas cirka var tredje månad. Detta ombesörjs av de boende själva. Eventuellt kan vid behov någon anlitas som gör detta. Problem med lukt och flugor kan uppstå. Erfarenheterna av torrtoaletter varierar. I de flesta fall upplevs inga större problem. Om problem uppstår beror det ofta på att felaktiga installationer gjorts, eller att de inte sköts ordentligt. Då man har små smolvattenmängder föreligger risk för stopp i urinledning. (Johansson & Wijkmark, 1997).

8.4.3 Dubbelspolande vattentoalett (med urinseparering)

Urinen skall hellst spolas med så lite vatten som möjligt för att få minimal utspädning. Problem som kan uppstå då för liten spolvattenmängd används för urinen är att risken för stopp i ledningssystemet ökar. Även luktproblem kan förekomma på grund av urinen. Åtgärd för att minska detta problem är att ha en regelbunden rengöring av toaletten (Svensson, 1993).

8.5 Sammanfattning av för- och nackdelar med olika toalettsystem

8.5.1 Vattenspolande toalett utan urinseparering

Fördelar:

- Enkelt att använda och minimala underhållsåtgärder för de boende.
- Om stor utspädning av vatten i tex. efterföljande reningsverk så är risken för smitta väldigt liten.

Nackdelar:

- Näringsämnen återvinns ej. Systemet är inte kretsloppsanpassat.
- Stor vattenförbrukning.

8.5.2 Enkelspolande vattentoalett (med urinseparering)

Fördelar:

- Liten vattenförbrukning (ca 1-2 dl spolvatten per spolning)
- Små eller inga utsläpp till vattenrecipienten
- Bra kretsloppsanpassning. Näringsämnena i urinen samt fekalierna tas tillvara.
- Om man har multrum för uppsamling av fekalierna så produceras kompostjord.

Nackdelar:

- Kräver en hel del engagemang av de boende.
- Man har ett visst utsläpp av kväve till luften.
- Problem med lukt och flugor kan uppstå om systemet ej sköts rätt.
- Risk för stopp i urinledningen. (Pga små spolvattenmängder)
- Psykologiskt motstånd att ha avföringen kvar i bostaden.

8.5.3 Dubbelspolande vattentoalett (med urinseparering)

Fördelar:

- Lättare att vänja sig med dubbelspolande än ex. enkelspolande toalett.
- Näringsämnena i urinen kan tas tillvara

Nackdelar:

- Risk för stopp i urinledningen.
- Mer vatten förbrukas för dubbelspolande toalett än då enkelspolande alternativ väljs.
- Större risk för smittspridning till recipient jämfört med enkelspolande toalett.

9. JÄMFÖRANDE STUDIE AV OLIKA RENINGSANLÄGGNINGAR

9.1 Geologiska och topografiska förutsättningar

9.1.1 Infiltration

Geologi:

Grus och sand är gynnsammast ur infiltrationssynpunkt. Ett jordlager innehåller som regel material av skilda kornstorlekar. Vid ökad mängd finkorniga partiklar erhålls normalt sämre infiltrationsförmåga. Jord med stora mängder större partiklar som grovmo och sand kan likväl uppvisa dålig infiltrationsförmåga om det i jorden ingår även relativt obetydliga mängder finmaterial som exempelvis lera. Detta på grund av att de små partiklarna lätt täpper igen hålrummen mellan de större (SNV, 1975).

Jordlagret bör ha en mäktighet på normalt minst 1 meter under fördelningsrören (SNV, 1975).

För att infiltration av avloppsvatten skall kunna fungera tillfredsställande måste det finnas ett jordlager med tillräcklig genomsläpplighet. Vattengenomsläppligheten är beroende av jordlagrets egenskaper, främst fördelningen mellan olika kornstorlekar (kornstorleksfördelningen). Annat som kan inverka är kornform, packningsgrad och skiktning. Man bör basera infiltrationsanläggningens utformning (dimensionering) på kornstorleksfördelningen (SNV, 1975).

Jordlagret skall ha tillräcklig kapacitet för att transportera bort tillfört vatten.

Anordningarna för spridning av avloppsvattnet bör vara belägna minst 1 meter över högsta grundvattenytan (SNV, 1975).

Mellan infiltrationsplats och ytvatten bör ett visst skyddsavstånd hållas. Detta avstånd bör normalt inte understiga 25 meter (SNV, 1975).

Topografi:

Erfarenhetsmässigt innebär infiltration i terräng med lutning mer än 15% kritiska förhållanden. Om lutningen är mer än 25% bör inte infiltrationsanläggningen byggas utan specialundersökning. Dessa värden kan dock variera beroende på jordens egenskaper. Exempelvis är lutningen mindre kritisk i jordar med stor genomsläpplighet än i jordar med låg genomsläpplighet (SNV, 1984).

9.1.2 Markbädd

Geologi:

En markbädd kan anläggas både i och ovan den ursprungliga marknivån. Rening sker i tillfört material och därför har man ej så stora krav på undergrunden. Bra om den är någorlunda tät så att vatten ej sipprar ner i jorden innan det har renats tillräckligt. Eventuellt kan man lägga ett tätt lager av exempelvis plast i botten på markbädden för att förhindra nedträngning av vatten där. Detta kan vara aktuellt då miljön är särskilt känslig och undergrunden ej är tillräckligt tät.

Topografi:

Någorlunda plana markförhållanden.

9.1.3 Öppna filterbäddar**Geologi:**

Rening i filterbädden sker i anlagd bädd ovan befintlig mark. De underliggande jordlagren påverkas ej, och därför har man ej speciella krav vad avser geologi. Dock bra om jorden är tät för att orenat vatten ej skall sippra ner. Om jorden ej är tät kan man ha ett plastlager underst i filterbädden. Denna hindrar i så fall vatten att sippra ner på fel ställe.

Topografi:

Filterbädd bör placeras på ett någorlunda plant underlag.

9.1.4 Resorption**Geologi:**

Plastfolie läggs kring resorptionsanläggningen. Marken under påverkas ej av anläggningen och man har därför ej speciella krav beträffande geologiska förutsättningar.

Topografi:

Plana markförhållanden.

9.1.5 Rotzonsanläggning**Geologi:**

En rotzonsanläggning består av anlagda jordfilter isolerade från omgivande mark med tät jord eller plastfilm. Speciella krav avseende befintligt jordmaterial och kornstorlek där rotzonsanläggning planeras behövs därför ej.

Ingen berggrund eller grundvatten får finnas ned till utgrävningsdjup (cirka 1 meter). Metoden med rotzonsanläggning är känslig för jordsammansättning och hydraulisk konduktivitet. För att tillåta effektiv fosforadsorption skall jorden innehålla tillräckligt med lera. Den jämförelsevis lilla infiltrationsarean som karakteriserar horisontell infiltration kräver hög hydraulisk konduktivitet (Wittgren & Hasselgren, 1993).

Om den ursprungliga jordmånen, där man planerar att anläggningen skall byggas, är sand kan denna användas som bas efter viss inblandning av lera och möjligen organiskt material. Det senare för att förbättra denitrifikationen. Om ursprungsjorden är av annan typ, måste markunderlaget importeras. Ett alternativ som då kan vara intressant är leca. I det materialet förenas avsevärd förmåga till fosforbindning med hög hydraulisk konduktivitet (Wittgren & Hasselgren, 1993).

Om marken har en hydraulisk konduktivitet under 10^{-8} m s^{-1} (högt lerinnehåll) behövs ingen ytterligare tätning av bädden. Om den överskrider detta värde, rekommenderas tätning med plast eller betonit (Wittgren & Hasselgren, 1993)

Topografi:

Inga branta sluttningar får finnas.

9.1.6 Våtmarker**Geologi:**

Våtmarker för avloppsrening lokaliseras till naturligt avgränsade dräneringsområden utan grundvattentäkter, samt anläggs på jord med låg infiltrationsförmåga (Wittgren, 1994).

Topografi:

Flack terräng krävs för anläggande av våtmark.

9.1.7 Minireningsverk (paketreningsverk)**Geologi:**

Då minireningsverk används så har man inga speciella krav på underliggande jord. Detta eftersom reningen sker ovan mark i en anläggning.

Topografi:

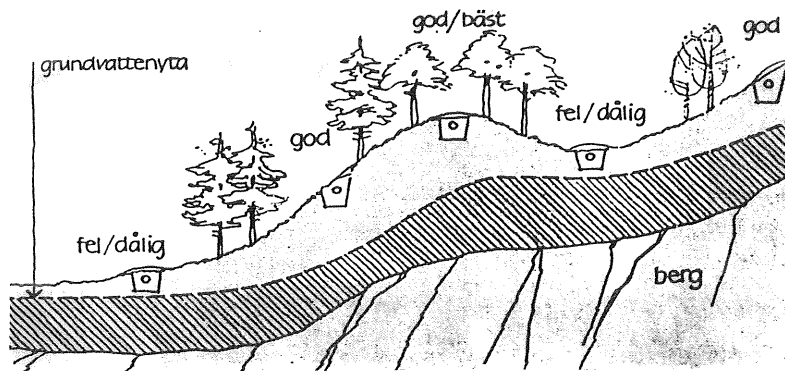
Någorlunda platta markförhållanden krävs där anläggningen skall placeras.

9.2 Lämplig placering av anläggning m m

För alla behandlingsanläggningar gäller att de bör placeras så att risk för olägenheter undviks. Avståndet från behandlingsområdet till närmaste bostadsfastighet bör om möjligt inte understiga 20 meter. För de anläggningar som fordrar slamtömning bör avståndet till farbar väg inte överstiga 10 meter (SNV, 1975).

9.2.1 Infiltration

Det är gynnsamt att placera infiltrationsanläggningar i konvexa partier i terrängen. Strömningsförhållandena är gynnsammare här än i konkava terrängformationer, där man har konvergerande strömning. Då man placerar infiltrationsanläggningar i lågpunkter måste särskild hänsyn tas till faran för vattenuppträngning nedströms anläggningen. Detta gäller i synnerhet jordar med låg genomsläpplighet. Faran för vattenuppträngning nedanför anläggningen ökar om terrängens lutning minskar nedströms en infiltrationsanläggning. I lutande terräng bör man placera infiltrationsytorna längs samma höjdkurva för att undgå ackumulering av infiltrerat avloppsvatten (SNV, 1984).



Figur 39 Placering av infiltrationsanläggning utifrån topografiska kriterier (SNV, 1984)

9.2.2 Markbädd

Markbädden skall läggas så att inte vatten kan tränga upp i markbädden via utloppsledningen och därmed skada eller förstöra anläggningen (SNV, 1996 b/).

9.2.3 Öppen filterbädd

Kan placeras i princip var som helst där det finns någorlunda plana markförhållanden. Filterbäddar tar ganska liten plats i naturen och platsbrist bör därför i de flesta fall inte vara något problem. Öppen filterbädd kombineras gärna med efterpolering av vattnet i våtmark.

9.2.4 Resorption

För områden där man har ett väl tillgodosett grundvattenskydd och förhållandevis täta jordarter kan kombinationen resorption-infiltration i vissa fall vara en lösning. Resorption är dock en metod som man bör undvika (SNV, 1990).

9.2.5 Rotzonsanläggning

En rotzonsanläggning kan vara ett intressant efterbehandlingssteg till markbäddar eller biologisk rening. Rotzonsanläggningen kan medföra en ökad närsaltsreduktion.

9.2.6 Våtmarker

Befintliga våtmarker bör undvikas att användas för rening. Bättre är då att anlägga konstgjorda. Våtmarker (biodammar) lämpar sig utmärkt för efterpolering av vattnet efter exempelvis ett biologiskt/kemiskt reningsverk. Med ett dammsystem med en uppehållstid på 5 à 10 dagar och som utesluter kortslutningsströmmar kommer även smittspridningsriskerna att elimineras i hög grad. Speciellt under badsäsongen vid höga vattentemperaturer. Denna reningskombination är sannolikt den lösning som bäst uppfyller kombinationen långtgående fosforåtervinning, liten smittrisk och hög reningsgrad. Om vattnet dessutom används för bevattning är vi mycket nära ett helt slutet kretslopp (Larsson, 1996).

9.2.7 Minireningsverk

Läggs i anslutning till husområdet. Dock skall man ha ett skyddsavstånd mellan näraliggande bebyggelse och minireningsverket. Annars finns risk för störande lukt etc.

9.3 Reningsgrad

9.3.1 Infiltration

Bra reningseffekt.

Om slamavskiljning + infiltration används uppnås en reningseffekt ungefär enligt följande:

BOD₇: >90% P: 70% N: 30%

Återvinningsgrad är ungefär 15% fosfor och 15% kväve. (Wångsell, 1994)

9.3.2 Markbädd

Om slamavskiljning + markbädd används uppnås en reningseffekt ungefär enligt följande:

BOD₇: >90% P: 40% N: 30%

Återvinningsgrad är ungefär 15% fosfor och 15% kväve. (Wångsell, 1994)

Betydligt bättre reningseffekt uppnås dock på spillvattnet om vi använder exempelvis Mulltoa eller Separationstolett i kombination med slamavskiljare och markbädd.

Man har en något lägre reduktion av främst fosfor och mikrobiella föroreningar för en markbädd gentemot en infiltrationsanläggning. Detta på grund av att reningen i en markbädd sker i en begränsad jordvolym. Reningseffekten för övriga ämnen är i stort sett lika bra för en markbädd som för en infiltrationsanläggning.

Med tiden minskar markbäddens fosforupptagningsförmåga. Detta beror på att fosfor binds till mineralkornen i markbädden och att det med tiden blir allt mindre bindningsyta kvar. En förbättrad fosforavskiljning i markbädden kan uppnås genom att lägga in lager av krossad lättklinker i markbädden. Man kan även placera ett skikt av aluminiumhydroxid i markbädden för att öka reningseffekten av fosfor. På sikt behöver jordmediet bytas ut för att fosforreduktionen inte helt skall avta.

Genom att placera ett skikt av aluminiumhydroxid i markbädden så kan renings-effekten av fosfor ökas.

9.3.3 Öppen filterbädd

Generell reduktion i slamavskiljare + filterbädd:

BOD₇ 80-90%

P 60-90%

N 20-40%

Bakt > 99%

(Björkman, 1997)

P-avskiljning är tidsberoende pga att fosforpartiklar adsorberas till sandpartiklarna. I början är P-avskiljningen ofta mycket mer än 90%. När sandpartiklarna blir mättade avtar reduktionen. Fosfor fastnar dock i de övre decimetrarna sand vilket gör att denna kan ersättas med ny sand. Den gamla sanden med högt P-innehåll kan förslagsvis användas som fosforkälla i jordbruket eller odlingar.

9.3.4 Resorption

Reningsresultatet ojämnt och osäkert. Speciella sifferresultat kan därför ej ges. Resorption ger dock god kvävereduktion jämfört med andra system.

9.3.5 Rotzonsanläggning

Det finns i Sverige ett fåtal anläggningar som varit i drift tillräckligt länge för att kunna utvärderas. I Höja utanför Ängelholm togs en rotzonsanläggning i drift 1989 och är dimensionerad för 150 personer. Spillvattnet leds där luftat och avslammat till rotzonen. Den genomsnittliga kvävereduktionen i Höja har varit drygt 35% och den genomsnittliga fosforreduktionen cirka 50% (Leonardson, 1993). I Snogeröd i Skåne anlades en rotzonsanläggning 1988, vilken belastas med ett biologiskt behandlat spillvatten. Anläggningen är av ungefär samma storlek som den i Höja. Hittills för Snogerödanläggningen har kvävereduktionen varit cirka 40% och fosforreduktionen ca 60 % mätt som årsmedelvärden (Wångsell, 1994).

Reduktionen av organisk substans kan många gånger vara dålig.

Sammanfattningsvis kan man säga att om vi har slamavskiljning +rotzonsanläggning så uppnås en reningseffekt ungefär enligt följande:

BOD₇: varierar P: 50% N: 50%

Man kan av detta ungefär återvinna 15% fosfor och 15 % kväve. (Wångsell, 1994)

På grund av det osäkra och dåliga reningsresultat man får för rotzonsanläggningar, så lämpar sig detta system bäst som kompletterande reningssteg till andra behandlingsmetoder. Under 1980-talet byggdes i England och Danmark ett stort antal rotzonsanläggningar, många relativt små. Dock är drifterfarenheterna inte särskilt goda. Man har haft en närsaltreduktion på 30-35%. Anledningen till att inte bättre reduktion uppnåtts anges vara att för mycket finjord blandats i filterbädden (Wittgren & Hasselgren, 1993).

Sommartid är reningseffekten god, men den sjunker vintertid. Detta eftersom ingen tillväxt sker och den mikrobiella aktiviteten sjunker.

9.3.6 Våtmarker

Våtmarker för behandling av spillvatten är än så länge en rätt obeprövad metod. De drifterfarenheter som hittills gjorts pekar på en stor spridning vad gäller renings-effekter. Det är dock tveksamt om man kan uppnå mer än 50% reduktion av närsalter. Reduktionen av organisk substans (BOD) kan många gånger vara dålig. Av denna anledning lämpar sig detta system bäst som kompletterande reningssteg till andra behandlingsmetoder.

Om slamavskiljning + våtmark används uppnås en reningseffekt ungefär enligt följande:

BOD₇: varierar P: 50 % N: 50%

Man kan av detta ungefär återvinna 15 % fosfor och 15 % kväve. (Wångsell, 1994)

9.3.7 Minireningsverk

Det är ur reningssynpunkt endast med avseende på fosfor som ett kemiskt paketreningsverk kan vara effektivare än en markbädd (SNV, 1990). När det gäller

reningsverk kan man i princip uppnå en väldigt bra reningsgrad om så skulle vara önskemålet. Dock kostar det givetis därefter.

9.4 Smittspridning och sanitära förhållanden

9.4.1 Infiltration

De enda viktiga smittspridningsvägarna från en infiltrationsanläggning är kontamination av grundvatten samt hantering av slammet från slamavskiljarna. För infiltrationsanläggningar är det främst utformningen på anläggningen och belastningen av avloppsvatten som är avgörande för hur mycket mikroorganismerna minskar. Även geohydrologiska förhållanden påverkar reningsgraden. Dessa förhållanden varierar från anläggning till anläggning. Störst betydelse för spridningsrisken har hög grundvattennivå samt markens och underliggande berggrunds sprickighet och sammansättning av material (Stenström, 1997).

Hygieniseringsgraden är mycket hög vid korrekt utförd infiltration.

9.4.2 Markbädd

Markbäddar kan jämföras med utsläpp av behandlat avloppsvatten i recipient. Ett direktutnyttjande av avloppsvatten innebär större direktspredningsrisker, men vanligen en minimal risk för förorening av grundvatten. Avgörande för hur mycket mikroorganismerna minskar i markbädden är främst anläggningens utformning samt belastningen av avloppsvatten (Stenström, 1997). Bakteriereduktionen i en markbädd är i regel hög.

9.4.3 Öppen filterbädd

I ett obehandlat avloppsvatten finns både virus och bakterier. I en filterbädd förs detta vatten på filterbäddsytan och infiltrerar därefter. Det kommer således att finnas både virus och bakterier i filtersanden. Mängden bakterier är mycket varierande och beror på flöde, utspädning, eventuell avskiljning av fekalier mm. Avskiljs fekalier minskar bakteriemängden radikalt. Anläggningen skall inhägnas på något sätt så att allmänheten hindras från att komma i kontakt med bädden. Om detta görs råder en mycket minimal risk för att smitta skall spridas (Björkman, 1997).

9.4.4 Resorption

I resorptionsanläggningar släpps endast BDT-vatten ut. Detta vatten innehåller bakterier och virus, som kan spridas.

9.4.5 Rotzonsanläggning

Det kan vara hygieniskt fränstötande att ha ett försumpat område med spillvatten i närheten av bostäder. Luktproblem kan dessutom förekomma. De hygieniska aspekterna på rotzonsanläggningar behöver utredas ytterligare. Rotzonsanläggningar innebär vissa hygieniska risker i form av direktkontakt med avloppsvatten och smittspridning via insekter. Anläggningen bör inhägnas om den ligger i närheten av bebyggelse, promenadstråk o dyl. Troligen sker en avdödning av colibakterier på över 90 procent (VAV, 1995).

9.4.6 Våtmarker

I våtmarker exponeras exempelvis insekter och fåglar helt öppet för det koncentrerade avloppsvattnet. Även människor, exempelvis lekande barn, kan komma i kontakt med våtmarken och därigenom de smittspridande ämnena som finns. I de fall våtmarken används som kompletterande reningssteg till annan reningsmetod, så minskar givetvis risken för smittspridning. Lämpligt är att inhägna våtmarken vid inloppet. Längre nedströms minskar riskerna och där behövs därför ej stängsel.

9.4.7 Minireningsverk

Risken för smittspridning är ej stor. De sanitära förhållandena är kontrollerade.

9.5 Miljöpåverkan

9.5.1 Infiltration

I överst marklagret sker mikrobiell nedbrytning av den organiska substansen. Viss kvävereduktion kan också ske. Fosfor fastläggs till en början till närmare 100 % tills marken blir fosformättad. Fosforfronten flyttar sig med grundvattnet och når efter mycket lång tid vattendrag och hav. Recipienten skonas under överskådlig tid, alltså blir miljöpåverkan liten (Larsson, 1996).

9.5.2 Markbädd

Stort arealbehov. Det vatten som efter rening i markbädd släpps ut kan påverka den/de recipienter där utsläppet sker. Markbäddar ger en hög reduktion av organisk substans. Bakteriereduktionen är i regel också hög. En del kväve och fosfor tas bort från avloppsvattnet i och med passage genom markbädden. En hel del återstår dock i vattnet vid utsläpp i recipient. Markbäddar kompletterade med urinseparering kan uppnå hög kvävereduktion. Om vattnet släpps ut för efterpolering i våtmark efter rening i markbädden, reduceras ytterligare kväve och fosfor. Till en del kan fosforutsläppet begränsas om fosforfria tvättmedel används. Ur miljösynpunkt är nyttan av en markbädd diskutabel med avseende på fosforflödet. Detta speciellt när anläggningarna växer i storlek och det mottagande vattendraget är litet och känsligt. Vissa arbeten pågår dock för att finna ett lätthanterligt absorptionsmaterial för fosfor som kan placeras i bäddytan eller som ett filter efter bädden för att förbättra reduktionen resp återvinningen av fosfor (Larsson, 1996). Fosforbindningen i en markbädd kan exempelvis ökas genom inblandning av järn och aluminiumföreningar (Jonasson mfl., 1993).

9.5.3 Öppen filterbädd

Tar relativt liten plats i naturen jämfört med markbädd (ca. 4-5 gånger mindre).

9.5.4 Resorption

Påverkar miljön negativt då det handlar om större mängder avloppsvatten. Kan endast vara acceptabelt i undantagsfall för enstaka fritidsfastigheter. Växterna har ofta inte tillräckligt stort upptag av spillvatten och det kan lätt uppstå ett osynligt läckage. Anläggningen kan rinna över och därmed förorena närliggande vattentäkter (SNV, 1990).

9.5.5 Rotzonsanläggning

Reduktionen av föroreningar i rotzonsanläggningen varierar under dess livstid och mellan årstiderna. Påverkan på miljön blir därför också varierande. Minst utsläpp till miljön har man på sommaren.

9.5.6 Våtmarker

De hittills korta erfarenheterna av våtmarker tyder på att de innebär ett bra miljöskydd. De har hittills fungerat bra.

9.5.7 Minireningsverk

Minireningsverk kan utformas så att minimala utsläpp till miljön omkring fås. Det är dock kanske inte alltid så estetiskt med ett reningsverk i närheten av där man bor.

9.6 Naturresurshushållning

9.6.1 Infiltration

I ett infiltrationssystem förlorar man näringen som finns löst i vattnet. Näringsämnen följer med ner i dräneringsmaterialet och renas vid passagen genom marken både kemiskt, biologiskt och mekaniskt. Bland annat bildas en sk. biohud (en mikroflora av bakterier). Denna använder föroreningarna som näring för sin tillväxt. Vid infiltration återvinns alltså ej närsalter, utan de går förlorade för all framtid. Detta såvida man inte regelbundet gräver upp det översta marklagret och på något sätt söker använda det för växtodling. Ett sådant förfarande torde dock vara omständigt.

9.6.2 Markbädd

Fosforreduktionen i markbäddar är relativt dålig. Således går huvuddelen av fosfor förlorad för alltid, om man inte på något sätt kan ta tillvara markbädds-sanden. Reduktion av kväve varierar men man bör inte räkna med mer än ca 30 % kvävereduktion i en konventionellt uppbyggd markbäddsanläggning. I princip inget kväve kan heller återvinnas (Larsson, 1996)

9.6.3 Öppen filterbädd

Filterbäddssanden innehåller mycket näringsämnen efter det att avloppsvattnet spridits på bädden. När reningsförmågan i bädden avtar byter man ut de övre decimetrarna sand mot ny. Den gamla kan användas ex. till jordbruk. Man har då ett visst kretslopp.

9.6.4 Resorption

Växterna tar upp näringsämnen från avloppsvattnet. På så sätt har man en recirkulation av exempelvis kväve och fosfor.

9.6.5 Rotzonsanläggningar

Liksom för övriga jordbaserade system utan skörd är recirkulationen av närsalter i rotzonsanläggningar försumbar om inte jordmediet grävs upp och återanvänds. Under alla omständigheter blir recirkulationen av kväve låg. Detta eftersom kvävereduktionen främst sker genom denitrifikation och avgång till atmosfären. Om den använda jorden i rotzonsanläggningarna skulle användas som gödningsmedel så skulle teoretiskt ca 40 procent av fosfor och 20 procent av kvävet i avloppsvattnet kunna

återvinnas. Nämnas bör att någon nämnvärd återvinning av närsalter eller organiskt material hittills inte skett från svenska anläggningar. I anläggningar i Australien däremot skördas och komposteras växterna. Komposten utnyttjas som jordförbättringsmedel (VAV, 1995 b/).

9.6.6 Våtmarker

I vissa fall kan våtmarkssystem bidra till en ökad kretsloppsanpassning, t. ex om man skördar biomassan från våtmarken, eller om våtmarken fungerar som förbehandling före ett bevattningssystem. Hittills har dock våtmarker mer tjänat reningssyftet och mindre kretslopps-anpassningen (VAV, 1995 a/). Biomassaproduktion och närsalt-återvinning får i de flesta fall en marginell betydelse. En mer fullständig kretslopps-anpassning kan nås genom att odla traditionella jordbruksgrödor, energiskog eller andra vattentåliga grödor i det näringrika avloppsvattnet. Man kan även återföra slammet till odlingsmark och/eller se sig om efter möjligheterna till andra systemlösningar. Hög återvinningsgrad av fosfor kan erhållas endast om våtmarken kombineras med kemisk fällning.

9.6.7 Minireningsverk

Om man har urinseparering så tar man tillvara närsalterna i urinen. Systemet med minireningsverk är dock ej speciellt kretsloppsanpassat.

9.7 Användarvänlighet och underhållsåtgärder

9.7.1 Infiltration

Ett problem kan bli igensättning av slam.

9.7.2 Markbädd

Skötselbehovet för en markbädd är litet och säkerheten hög vid regelbunden slamtömning, vilket väl kan motivera dem vid enskilda hushåll, sporadiskt använda friluftsanläggningar och liknande. Den enkla skötseln utgörs av regelbunden slamtömning och övervakning av en avloppspump samt skiftning av bädd om flera enheter finns (Larsson, 1996). Fosforbindningsförmågan hos sanden i markbädden minskar med tiden. När fosforbindningskapaciteten är mättad, bör filtersanden bytas ut eller filtret få en viloperiod. En viloperiod kan regenerera fosforbindningskapaciteten. Detta kräver växling mellan två filter. Då filtersanden skall bytas räcker normalt att byta den översta 0,5 metern av filtersanden. Intervallet mellan de gånger man behöver byta sand är troligen mer än 10 år. Lite beror det på anläggningens utformning och avloppsvattnets innehåll (Jonasson mfl. , 1993).

9.7.3 Öppen filterbädd

Relativt lite underhållsarbete krävs. Eftersom vattnet som släpps ut på filtersanden är näringsrik, så uppkommer lätt algpåväxt efter ett tag. Detta kan man dock lätt kratta bort från ytan. Även annan växtlighet kan komma att börja växa i bädden och man kan då få problem med rötter i bädden. Dessa hindrar vattnet från att kunna sippra ner genom sanden och bör därför tas bort. Detta är inte heller någon speciellt jobbig uppgift. De översta 20 centimetrarna av sanden i bädden behöver bytas då det blir mättat på fosfor. Då gräver man helt enkelt bara bort det sandlagret och byter ut det

mot ett nytt. Troligen tar det mer än 15 år innan det blir aktuellt att byta sandlagret. Man kan jämföra detta med markbädd, där all sand etc. behöver bytas ut. Ingreppet blir alltså betydligt enklare för filterbädden.

9.7.4 Resorption

Risk för igensättning. Jordmaterialet mättas på sikt med avseende på fosfor. Detta medför olika mer eller mindre omfattande åtgärder.

9.7.5 Rotzonsanläggningar

Luktproblem kan förekomma. När det gäller underhållsåtgärder så har utländska erfarenheter visat att filtren i anläggningarna är mättade med kväve efter ca 10 år. All jord måste då grävas ur och en ny rotzonsanläggning anläggas (VAV, 1995 b/).

9.7.6 Våtmarker

Våtmarker mättas så småningom på fosfor om systemen inte skördas med avtagande reningseffekt som följd. I extrema fall kan fosforläckage från mättade sediment bli följden.

9.7.7 Minireningsverk

Ett minireningsverk behöver skötas noggrannt och regelbundet för att dess drift skall fungera. Då man väljer att anlägga ett minireningsverk bör man alltid se till att en person utses som ansvarar för skötseln. Denna person bör utbildas av det företag som tillverkat anläggningen. Dessutom bör det upprättas servicekontakt med kommun eller tillverkare som innebär regelbundna besök av fackman.

9.8 Begränsningar för när systemet fungerar

9.8.1 Infiltration

Om jordmaterialet är för finkornigt så fungerar ej infiltration speciellt bra.

9.8.2 Markbädd

När en markbädd anlagts med otillräckligt avstånd från spridningsledning till högsta grundvattennivå så kan markbäddens funktion bli bristfällig. Orsaken till detta är ofta bristande förundersökningar. Vid ofta förekommande höga grundvattennivåer kan markbäddens dräneringsledning komma att fungera som dränering för stora grundvattenmängder. Igensättningsproblem kan då uppstå om grundvattnet har förekomst av höga järnhalter. För att undvika detta problem kan man utföra anläggningarna som upphöjda anläggningar.

Problem kan även fås om man har slamflykt från slamavskiljaren. Detta sker främst om slamavskiljaren är underdimensionerad eller om slamsugningsintervallen blir för långa. Även olämpligt utförande av slamsugningen (med återföring av vatten från slamcentrifugering) kan orsaka problem. Markbädden fungerar inte alltid tillfredsställande då man har ovan nämnda problem (Jonasson, 1993).

9.8.3 Öppen filterbädd

Om sanden blivit mättad på fosfor, så fungerar reningen sämre. Rötter kan även bidra till att systemet ej fungerar. Dessa faktorer åtgärdas dock enkelt.

9.8.4 Resorption

Kapaciteten (närsaltupptag) försämras på vintern. Resorptionsanläggningen fungerar endast sommartid.

9.8.5 Rotzonsanläggning

Efter ett antal år blir filtren i anläggningen mättade med kväve. Då försämras reningsförmågan och rotzonsanläggningen behöver bytas ut.

Systemet kan slås ut helt i kallt klimat.

Närsaltupptag fungerar inte på vintern utan särskilda åtgärder (konstgjord belysning, växthus).

9.8.6 Våtmarker

Våtmarker kräver att lämpliga markområden finns på lagomt avstånd från bebyggelse.

9.8.7 Minireningsverk

Minireningsverken är beroende av el och behöver skötas noggrant och regelbundet. Problem kan därför uppstå vid elavbrott eller då skötseln är dålig. Systemet är dessutom känsligt för frysning.

9.9 Drift- och anläggningskostnader

9.9.1 Infiltration

Investeringskostnad exklusive kostnad för ledningsdragning är för ett område med 15 hushåll, 15000 kronor per hushåll (3,5 personer per hushåll). Kapitalkostnaden har satts till 11%. Driftskostnaden ligger på cirka 1,50 kronor per person och dygn. Kostnad för skötsel ingår ej i driftskostnaden. Ju större anläggningar desto billigare blir det för varje hushåll (Larsson, 1996).

9.9.2 Markbädd

Investeringskostnad exklusive kostnad för ledningsdragning är för ett område med 15 hushåll, 20000 kronor per hushåll (3,5 personer per hushåll). Kapitalkostnaden har satts till 11 %. Driftskostnaden per person ligger på 1,90 kronor per dygn. Kostnad för skötsel ingår ej i systemet. Observera att siffrorna ändras beroende på antalet anslutna hushåll. Ju fler hushåll desto billigare. Om alternativet urinseparering + markbädd väljs så blir motsvarande investeringskostnad 50000 kronor per hushåll. Driftskostnaden blir då 4,30 kronor per person och dygn (Larsson, 1996).

Anläggningskostnaden för en markbädd är relativt hög men kan bli mycket hög om bädden pga misskötsel av slamavskiljaren sätts igen efter några års drift och måste läggas om.

9.9.3 Öppen filterbädd

Man får räkna med att anläggningskostnaden är cirka 1000 kronor per kvadratmeter filterbäddsyta. I denna siffra ingår kostnad för ledningar etc. som behövs för ledning av spillvattnet till filterbädden (Björkman, 1997). Storleken på den filterbäddsyta som behövs beror på hur många personer som skall vara anslutna till reningsanläggningen. Som exempel kan nämnas att för ett område med 15 hus behövs en total filterbäddsyta på ungefär 40 m². Driftkostnaden för en filterbädd är låg.

9.9.4 Resorption

Svårt att uppskatta kostnaden för anläggandet av resorptionsanläggning. Speciellt mycket resurser krävs dock ej för anläggandet av resorptionsanläggning, varför den är ett billigt alternativ. Resorption är dock ett system som SNV ej rekommenderar.

9.9.5 Rotzonsanläggning

Ekonomi med systemet är svår att uppskatta. Årskostnaden per person beräknas i en av de få svenska anläggningar som finns till ca 1300 kronor. I den siffran ingår inte kostnader för ledningsnätet från abonnent till anläggning (VAV, 1995 b/).

9.9.6 Våtmarker

Att använda naturliga våtmarker för efterpolering av vattnet är ett billigt alternativ. Dock skall man undvika att använda naturliga våtmarker för rening av spillvatten. Att anlägga dammar kostar en hel del. Priset beror av en mängd faktorer, bland annat dammens storlek. Svårt att göra en generell kostnadsbedömning.

9.9.7 Minireningsverk

Priset varierar väldigt mycket beroende på vilken vattenkvalitet man önskar efter rening, antal anslutna personer med mera. Svårt att ge generell siffra.

9.10 Metoder för att mäta reningsgraden

9.10.1 Infiltration

Går ej mäta.

9.10.2 Markbädd

Provtagning kan lämpligen först ske i fördelningsbrunnen innan vattnet släpps ut i markbädden. Då ser man föroreningsgraden på det vatten som släpps ut. Sedan tas prov i utloppsbrunnen, dit vattnet kommer efter rening i markbädden. Man kan på så sätt jämföra värdena och se vilken reningsgrad som uppnås i markbädden. Om man tycker att reningen är för dålig kan det bero på att bädden varit i bruk för länge utan att sandbyte skett. Genom att ha kontinuerliga mätningar kan man lätt se när det är aktuellt att byta sand i bädden.

9.10.3 Öppen filterbädd

Samma princip som för markbädd. Mätvärden kan tas både före och efter rening. Innan rening tas prov lämpligen i fördelningsbrunnen. Efter rening kan man mäta i en brunn belägen precis efter bädden, men innan utsläpp till recipient.

9.10.4 Resorption

Inget utsläpp sker av spillvattnet. Därför finns ej behov av att mäta reningsgraden på utgående vatten från anläggningen.

9.10.5 Rotzonsanläggning

Anläggningen har kontrollerade in- och utlopp där provtagning kan ske.

9.10.6 Våtmarker

Provtagning kan ske på en hel del olika ställen längs vattnets passage. Lämpligt är även att ta prov innan utsläpp till annat vattendrag eller dylikt sker.

9.10.7 Minireningsverk

Bra förutsättningar för provtagning i olika reningsskeden. Speciellt tas prov innan utsläpp till recipient.

10. UTVÄRDERING AV OLIKA VA-SYSTEMS LÄMPLIGHET

10.1 Sammanfattning av för och nackdelar med olika VA-system

10.1.1 Infiltration

Fördelar:

- Infiltration i mark ger bra reningseffekt.

Nackdelar:

- I ett infiltrationssystem förlorar man näringen som finns löst i vattnet. Närsalter återvinns alltså ej.
- Risk för igensättning av slam.
- Infiltration sker under markytan, vilket gör det svårt att följa upp reningsresultat etc.
- Infiltrationsanläggningar saknar utlopp vilket försvårar provtagning.

10.1.2 Markbädd

Fördelar:

- Skötselbehovet är litet.
- Låg driftskostnad

Nackdelar:

- Relativt dålig fosforreduktion i markbäddar.
- Återvinning av närsalter i markbädden svårt. Omständigt att gräva upp jorden i bädden och använda den till exempelvis åkrar.
- Stort arealbehov. Det vatten som efter rening i markbädd släpps ut kan påverka den/de recipienter där utsläppet sker.
- Eftersom vattnet släpps ut under marknivå så syns det ej om vattnet är tillräckligt renat i exempelvis slamavskiljaren innan utsläpp i markbädden.

10.1.3 Öppen filterbädd

Fördelar:

- Upptar 4-5 gånger mindre yta i naturen gentemot en markbädd
- Beskickning på öppen sandyta (dvs. vattnet släpps så att man ser det) Detta medför att slamflykt mm syns.
- Robust -tål flödesvariationer
- Låga driftskostnader
- Inga kemikalier tillsätts. Man har endast naturliga processer.
- Relativt små, tar inte så stort utrymme som många andra alternativa lösningar.

Nackdelar:

- Vattnet släpps ut på ytan av bädden, vilket medför att man bör inhägna området där bädden finns. Detta kan estetiskt se lite fulare ut än markbädd, men man kan bygga in filterbädden i naturen på ett fint sätt med buskage kring som döljer.

10.1.4 Resorption

Fördelar:

- Ger god kvävereduktion jämfört med andra system.

Nackdelar:

- Fungerar endast sommartid.
- Växternas upptag av spillvatten är oftast inte tillräckligt stort.
- Det kan mycket lätt uppstå ett osynligt läckage av vatten. Anläggningen kan "rinna över" och detta kan lätt leda till att närliggande vattentäcker förorenas.

10.1.5 Rotzonsanläggning

Fördelar:

- Sommartid är reningseffekten mycket god.

Nackdelar:

- Reningseffekten sjunker vintertid.
- Systemet kan slås ut helt i kallt klimat. (dvs. fungerar ej)
- Anläggningsytan kan inte användas för andra ändamål.
- Det kan verka hygieniskt och estetiskt fränstötande med ett område som försumpats av spillvatten i omedelbar närhet av en bostad.

10.1.6 Våtmarker

Fördelar:

- Bra att ha som eftersteg till annan reningsmetod. På så sätt kan man få ner utsläppsmängderna ännu mer.

Nackdelar:

- Rening i våtmarker är en än så länge rätt oprövad metod.
- Stor spridning beträffande reningsresultat för de drifterfarenheter som hittills gjorts.
- I våtmarker exponeras exempelvis insekter och fåglar helt öppet för avloppsvattnet.

10.1.7 Minireningsverk

Fördelar:

- Ur reningssynpunkt är det endast med avseende på fosforreduktion som ett kemiskt paketreningsverk kan vara effektivare än en markbädd.
- Oavsett geografiskt läge och markbetingelser kan man uppnå samma reningsgrad.

Nackdelar:

- Ojämn rening på grund av stora variationer i inkommande flöde och föroreningsmängd. (Kräver alltid noggrannt beräknade utjämningsanordningar)
- Minireningsverken är beroende av el (alltså känsliga för el-avbrott)
- Minireningsverken är i hög grad beroende av funktion hos pumpar och annan teknisk utrustning.
- Känslighet för frysning

- Minireningsverket behöver skötas noggrant och regelbundet.
- Ofta har den person som sköter anläggningen bristande kunskap och tillsynen av anläggningen är ibland dålig.
- För att garantera bästa möjliga funktion måste olika larm och reglerfunktioner byggas in, vilket fördyrar anläggningen.
- Paketreningsverken behöver vanligen stå i uppvärmt utrymme. Kostnaden för denna avloppslösning blir då dels kostnad för själva reningsverket, samt kostnad för den extra byggnadsvolym som krävs.

10.2 Vilket/Vilka system har hittills genom erfarenheter visat sig bäst och varför?

Infiltrationsanläggningar, markbäddar och filterbäddar är de metoder som är de mest prövade. En filterbädd kan i många fall vara ett bra alternativ. Det är yteffektivt, någorlunda billigt, har bra reningsresultat och är lätt att underhålla. Utsläpp sker dessutom ovan på filterytan, vilket medför att man ser om exempelvis slamavskiljarna ej avskilt partiklar. I markbädd släpps spillvattnet ut under markytan, och på så sätt blir det svårt att se om problem uppstått med slamavskiljarna. En markbädd tar dessutom mer yta i anspråk än filterbädden. Om man har möjlighet till naturlig infiltration i mark så bör denna möjlighet förstås utnyttjas. Detta med tanke på att ett väldigt bra reningsresultat uppnås i en infiltrationsanläggning. Resorptions- och rotzonsanläggning ger mycket osäkra reningsresultat, varför dessa bör undvikas. Ett minireningsverk fungerar bra, men man kan ifrågasätta meningen med ett sådant i ett ekobyområde. Ett minireningsverk är ju inte speciellt kretsloppsanpassat.

10.3 När bör en viss anläggning väljas och när bör den undvikas?

Infiltration är det lämpligaste reningssättet vid enskilda hushåll och mindre bebyggelsegrupper i glesbygd där markbeskaffenheten är lämplig. Detta pga den mycket enkla skötseln, den relativt låga kostnaden och den höga hygieniseringsgraden. Saknas förutsättningar för infiltration blir det i praktiken oftast fråga om att välja mellan paketreningsverk och markbädd. Alternativt kan en öppen filterbädd vara aktuell. En markbädd har ett lågt skötselbehov och en jämn och stabil reningsprocess. Dock ger en konventionell markbädd en begränsad fosforreduktion. Paketreningsverk kan vara ett alternativ vid vissa speciella förhållanden såsom till exempel då man har samlad bebyggelse vars recipient är mycket fosforkänslig. Till paketreningsverkets nackdelar hör bland annat att det krävs mycket skötsel. En öppen filterbädd är i många fall att betrakta som en bra lösning vilket man bör ha i åtanke vid val av system. Den tar cirka 4-5 gånger mindre yta i anspråk gentemot en markbädd. Den kostar ungefär lika mycket att anlägga per kvadratmeter som en markbädd och driftskostnaderna är låga. Inga kemikalier tillsätts i reningsprocessen och filterbädden tål flödesvariationer. Filterbädden behöver läggas på någorlunda plant underlag. Några speciella krav på jordarterna finns inte. Detta eftersom reningen sker ovan mark.

BILAGA 2

1. Beräkning av utsläppsmängder från hushållen

Vid beräkning av utsläppsmängder av olika ämnen från hushållen har utgått från värden angivna i SNV:s rapport nr. 4425 (SNV, 1995 b/). Värden anges i gram per person och dygn (g / p.d).

Tabell 8 Hushållspillvattnets innehåll av några ämnen (SNV, 1995 b/)

Parameter	BDT-vatten	WC			Totalt
		Urin	Totalt	Fekalier	
BOD ₇ (g /p.d)	28		20		48
Tot-fosfor (g /p.d)	0,6	1,0	1,5	0,5	2,1
Tot-kväve (g /p.d)	1,0	11	12,5	1,5	13,5
Kalium (g /p.d)	0,5	2,5	3,5	1,0	4,0
Bakterier och virus	finns	finns		finns	finns

För varje reningsförslag har två toalettssystem studerats. Dessa system är enkel-spolande samt dubbelspolande toalett. För att jämförelse skall kunna göras med alternativet osorterande toalett tas även detta med. I den enkelspolande toaletten faller fekalerna fritt ner till en värmeisolerad torkningsmodul med uppsamling i plastkärl i husets källare eller krypgrund. Urinen transporteras med ca 0,1 liter vatten till urintank. BDT-vattnet från hushållen blandas ej med urin och fekalier utan tas om hand separat. Det renas i markbädd alternativt filterbädd, för att sedan släppas ut i recipient. För den dubbelspolande toaletten gäller att urinen transporteras till urintank. Fekalierna + spolvatten transporteras till en separator som avskiljer det fasta materialet från vattnet. Sedan går vattnet vidare genom ett pH-filer för att bakterier och virus skall avdödas. Slutligen leds detta vatten ut tillsammans med BDT-vattnet för rening i markbädd eller filterbädd. Utsläpp sker sedan slutligen i recipient. I den osorterade toaletten sker ingen separation av urin och fekalier, utan detta leds ut tillsammans för rening.

Den reningsgrad som uppnås vid rening i en markbädd respektive filterbädd varierar mycket. Till stor del beror reningsresultatet på vilken sammansättning vattnet har vid utsläpp i reningsanläggningen samt hur lång tid anläggningen varit i drift. Fosforavskiljningen är tidsberoende pga. att fosforpartiklar adsorberas till sandpartiklarna. När filterbäddssanden är ny har man ofta en fosforavskiljning som är mycket större än 90%. När sandpartiklarna blir mättade avtar reduktionen. Fosfor fastnar dock i de övre decimetrarna sand vilket gör att denna kan ersättas med ny sand. Den gamla sanden med högt fosforinnehåll kan förslagsvis användas som fosforkälla i jordbruket eller odlingar.

Generell reduktion i slamavskiljare + filterbädd:

BOD₇ 80-90 %

P 60-90 %

N 20-40 %

Bakt > 99 %

(Björkman, 1997)

I de beräkningar som gjorts här har antagits en reningsgrad i slamavskiljare + filterbädd enligt följande:

BOD₇ : 80 % , P : 60 % , N : 20 % , Kalium : 45 % (Wångsell, 1994)

För att vara på säkra sidan så har undre gränsvärden använts vid beräkningarna. Man kommer alltså minst att kunna uppnå dessa resultat. Troligen blir reningsgraden mycket bättre än framräknat. Viktigt är därför att inte haka upp sig på ett fåtal värden. Resultatet beror på vilka procentsatser man räknat med och ett par procent upp eller ner kan göra stor skillnad siffermässigt.

Reningseffekt i slamavskiljning + markbädd beräknas till:

P: 40 % , N : 30 % , BOD₇ : > 90 % (använder värdet 90 % för BOD i beräkningarna) (Wångsell, 1994)

Inga mätningar beträffande kaliumrening har gjorts tidigare, varför en sådan procentsats ej kan ges. Dock låg rening av kalium i markbädd (Lindh, 1997).

Nedan har sammanställts några värden så att jämförelse skall kunna göras med orenat vatten samt rening i reningsverk. Reningsgrad som beräknas uppnås i reningsverk är

BOD₇ : 95 %

P : 95 %

N : 50%

(Wångsell, 1994)

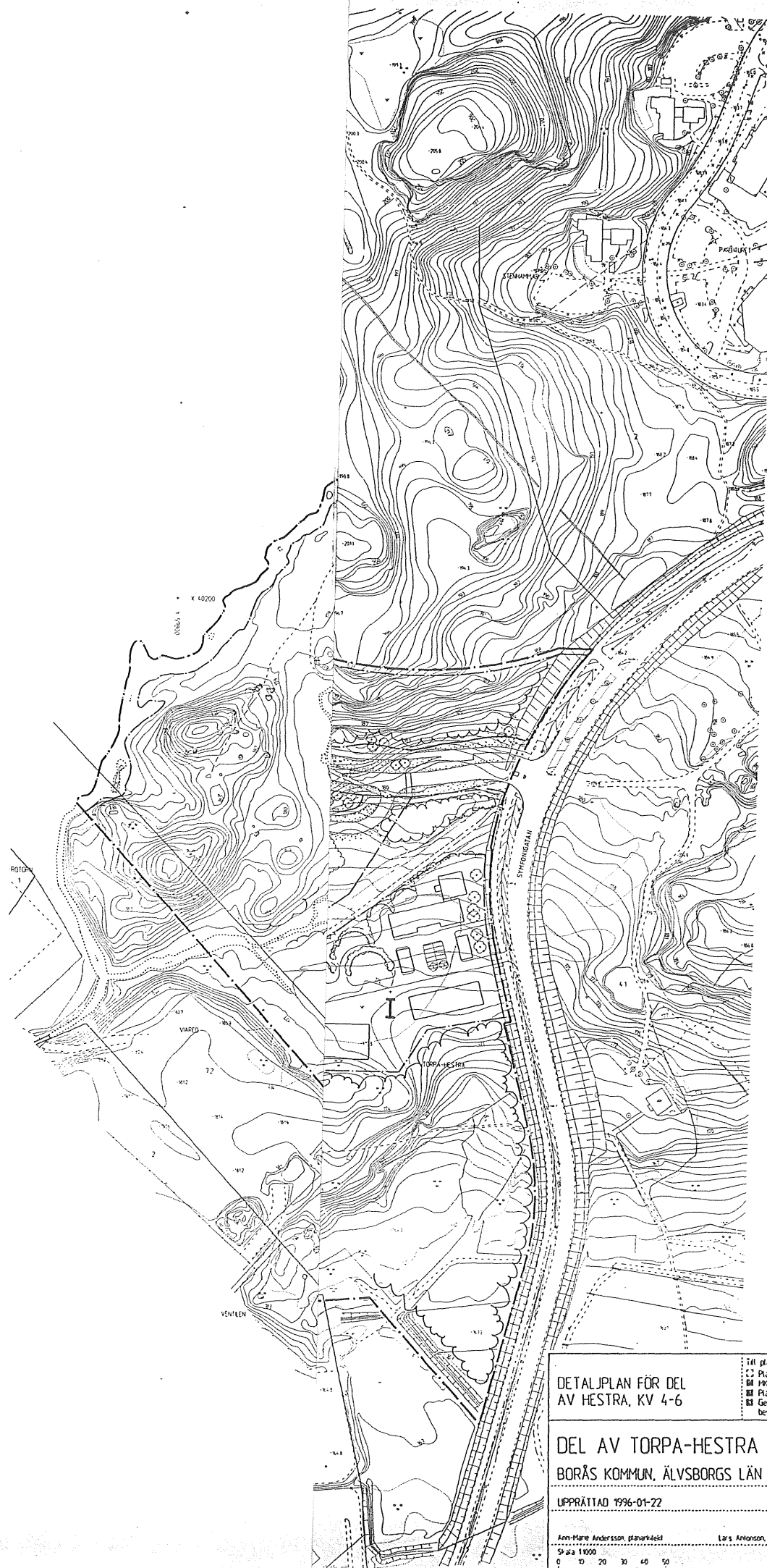
Speciell rening av kalium sker ej i reningsverk. En del av detta ämne fastnar dock i slammet i reningsprocessen. För alternativet med reningsverk nedan förutsätts att vi har konventionella toaletter utan urinseparering. Det vill säga urin+fekalier+BDT-vatten går gemensamt till reningsverket.

Tabell 9 Avloppsvattnets innehåll innan och efter rening i reningsverk.

		BOD ₇	Total-fosfor	Total-kväve	Kalium
Avloppsvattnets innehåll innan separering o rening	Fristad Byggs område(59,5 p.e)	1042,4 kg/år	45,6 kg/år	293,2 kg/år	86,9 kg/år
	NCC:s område (45,5 p.e)	797,2 kg/år	34,9 kg/år	224,2 kg/år	66,4 kg/år

Avloppsvattnets innehåll efter rening i reningsverk	Fristad Byggs område(59,5 p.e)	52,1 kg/år	2,3 kg/år	146,6 kg/år	Kalium renas ej bort
	NCC:s område (45,5 p.e)	39,8 kg/år	1,7 kg/år	112,1 kg/år	Se ovan

BILAGA 3



DETALJPLAN FÖR DEL
AV HESTRA, KV 4-6

DEL AV TORPA-HESTRA 4:1
BORÅS KOMMUN, ÄLVSBOGGS LÄN

UPPRÄTTAD 1996-01-22

Ann-Mare Andersson, planarkitekt

Lars Antonsson, planingenjör

Skala 1:500

0 10 20 30 40 50

- Till planen hör:
- Planprogram
 - PRB
 - Platsbeskrivning
 - Genomförande-
beskrivning

- Samrådsredogörelse
- Illustrationskarta
- Fastighetsöversikt
- Utställande eller
utställning

Beställare

Byggherren

Intyg

Lagstiftande

Samråd

Blis beslut 1996-01-30

100

150 M

REFERENSER

Ahlin, S, 1983: Beskrivning till berggrundskartan BORÅS SO, SGU, serie Af. Nr 143. Uppsala

Alskog, G, 1994: Urin till vall och brännskador efter spridning. Examensarbete 1994, nr 92, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för markvetenskap. Uppsala

BB Innovation & Co AB, 1996: Framtidens toalett är här, Dubletten. Broschyr. Stockholm

Bengtsson, M, 1996: Hydrogeologisk sårbarhetsklassificering som verktyg i kommunal planering. Med exemplifiering i Lerums kommun, Geologiska institutionen, Publ. A 81, Chalmers tekniska högskola, Göteborg

Björkman, H, 1997: VBB Viak Vänersborg. Personlig kontakt

Bjur, H & Malbert, B mfl., 1982: Lokala lösningar för vattenförsörjning och avlopp, LoVA. Planering, genomförande och teknik, Naturvårdsverket & Byggforskningen. Solna och Stockholm

Bokalders, V & Sternberg, H, mfl, 1995: Ekobygg. Produktguide för sunda och miljöanpassade hus. Ekokultur förlag, Falun

Brandt, M, mfl., 1994: SMHI Hydrologi Nr. 49, 1994. Sveriges Vattenbalans. Årsmedelvärden 1961-1990 av Nederbörd, Avdunstning och Avrinning. Norrköping

Dahlman, S, 1996: tidsskriften VAV-nytt nr. 4, 1996

Hanaeus, Å & Johansson, E, 1996: Urinsortering av avloppssystem. Inventering, utvärdering och laboratorieförsök (Examensarbete 1996:176E). Avdelningarna för Restproduktteknik och VA-teknik, Tekniska högskolan i Luleå.

Hargelius, K, mfl. 1994: Det kretsloppsanpassade avloppssystemet. Avfallsforskningsrådet, AFR-report 58. Stockholm

Helmrot, A, mfl., 1995: Ringar på vatten - Va-verken och Agenda 21. VAV-VA-FORSK Rapport nr 1995-01. Stockholm

Jacobsson & Widmark (J&W), 1996: Geoteknisk-hydrologisk utredning av Hestraområdet. Handläggare Jan-Eric Carlring. Örebro

Jansson, Å, 1997: Förtroendevald och miljöansvarig för LRF Borås. Personlig kontakt

Johansson, M & Wijkmark, J, 1997: Kompendium om kretsloppsanpassade VA-system. Ingår i Gustavsbergs VVS AB:s seminarieriet "System och produkter för framtida kretslopp"

Jonasson, S, 1993: Lokal avloppshantering. Del 1. Möjlig tillämpning i Västsverige med exempel, VA-Verket och Miljö- och hälsoskydd, R 1993:13. Göteborg

Jonasson, S, mfl., 1993: Lokal avloppshantering. Del 2. Översikt över olika system, VA-Verket och Miljö- och hälsoskydd, R 1993:14. Göteborg

Kärrman, E mfl. 1996: Miljökonsekvensbeskrivning tillämpad på alternativa avloppssystem i Bergsjön och Hamburgsund, Rapport 1996:1, Institutionen för VA-teknik, Chalmers tekniska högskola. Göteborg

Kärrman, E, 1995 a/: Jämförande studier av avloppssystem. En litteraturstudie, Internrapport 1995:1, Institutionen för VA-teknik, Chalmers tekniska högskola. Göteborg

Kärrman, E, 1995 b/: Utvärdering av olika avloppssystem, metod och fallstudier, Rapport 1995:1, Institutionen för VA-teknik, Chalmers tekniska högskola. Göteborg

Larsson, E, 1996: Bra kretslopp och mindre bra kretslopp. Artikel tidskriften Vatten 1996:1

Leonardson, L, 1993: Våtmarker som kvävefällor, Svenska och internationella erfarenheter. Naturvårdsverket rapport R 1993:14

Lindh, A, 1997: Svenska naturvårdsverket, Personlig kontakt

Mårtensson, H, 1996: Biologiska toaletter & komposter, Svensk Byggtjänst. Solna

Nilsson, L, 1994: tidskriften VAV-nytt nr 2, 1994

Nyquist, A, 1997: Rikskonferensen Avlopp och Kretslopp, 3-4 februari 1997 i Linköping

Ridderstolpe, P & Kindvall, I, 1989: Vattenbruk, vattenrening och resursåtervinning. - en litteraturstudie. Forskningsrapport, Institutionen för Mark- och vattenresurser, Kungliga tekniska högskolan. Meddelande Trita-Kut 1050

RUST VA-projekt AB, 1997: Utvärdering av Vatten och avloppslösningar i ekobyar (koncept 970407), VA-Forsk Projekt 96:117

SNV, 1975: Små avloppsanläggningar. Rening av spillvatten från enstaka fastigheter, publ 1974:15. 2:a uppl. Stockholm

SNV, 1984: Avloppsvatteninfiltration. Förutsättningar, funktion, miljökonsekvenser. Naturvårdsverket informerar. Solna

SNV, 1990: Små avloppsanläggningar. Hushållsspillvatten från högst 5 hushåll, Allmänna råd 87:6. Solna

SNV, 1993: Vatten, avlopp och miljö. Rapport 4207. Solna

SNV, 1995 a/: Miljöanpassade vatten- och avloppssystem.
Förslag till bedömningsgrunder. Rapport 4429. Stockholm

SNV, 1995 b/: Vad innehåller avlopp från hushåll? . Rapport 4425. Solna

SNV, 1996 a/: Naturvårdsverket informerar. Faktablad 4 (Infiltrationsanläggningar).
Solna

SNV, 1996 b/: Naturvårdsverket informerar. Faktablad 5 (Markbädd). Solna

SNV, 1996 c/: Naturvårdsverket informerar. Faktablad 3 (Tilloppsledning, slamavskiljare och fördelningsbrunnar)

Stadsbyggnadskontoret, Borås kommun, 1996: Detaljplan för del av HESTRA kv 4-6
Byggutmaningen

Stenström, T A, 1996: Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem.
Riskvärdering av traditionella och alternativa avloppslösningar, Rapport 4683,
Naturvårdsverket, Smittskyddsinstitutet och Socialstyrelsen. Stockholm

Stenström, T A, 1997: Mikrobiologisk hygien i avloppssystem - riskvärdering av
traditionella och alternativa avloppslösningar.

Strid, M, 1990: Avlopp i flerfamiljshus. Systemlösningar för lokala kretslopp,
Teknisk rapport 1990:34T, institutionen för samhällsbyggnadsteknik, Tekniska
högskolan i Luleå

Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV), 1995 a/: Framtida lösningar för
vatten och avlopp. Föredrag vid VAV-seminarium i Stockholm den 18 augusti 1995,
Meddelande VAV M89

Svenska vatten- och avloppsverksföreningen (VAV), 1995 b/: VA-teknik idag och
imorgon - hygien, funktion och uthållighet. Stockholm

Svenska Vatten- och avloppsverksföreningen (VAV), 1995 c/ : VA-teknikens
kretslopp. Föredrag vid VAV-seminarium i Umeå den 29 november 1995,
Meddelande VAV M92. Solna

Svensson, P, 1993: Nordiska erfarenheter av källsorterande avloppssystem
(Examensarbete 1993:117E). Avdelningen för restproduktteknik, Tekniska högskolan
i Luleå

Wångsell, C , 1994: LOS Lokalt omhändertagande av spillvatten. Förutsättningar i
Göteborg. Göteborg

Wittgren, HB & Hasselgren K, 1993: Naturliga system för avloppsrening och resursutnyttjande i tempererat klimat. VAV-VA-FORSK, Rapport nr 1992-15. Stockholm.

Wittgren, HB, 1994: Våtmarker som behandlingsmetod för avloppsvatten och dagvatten. Kunskapssyntes och utredning om forskningsbehov. Naturvårdsverkets rapport 4365. Solna

WM-Ekologen AB, 1996 a/: Kretsloppssystem. Broschyr. Stockholm

WM-Ekologen AB, 1996 b/: Sorterande toaletter av sanitetsporslin. För miljön - hygien - komforten, Broschyr. Stockholm

Wolgast, M, 1996: tidskriften Ekoteknik nr 4 1996