



Uthållig sanitet – En förstudie i staden Picota, Peru

Sustainable sanitation – A preliminary study in the city of Picota, Peru

NICLAS ERICSSON



SLU
Institutionen för biometri och teknik

Examensarbete 2004:01

SLU
Department of Biometry and Engineering

Uppsala 2004
ISSN 1652-3245

SAMMANFATTNING

Tillgången till fullgoda sanitära faciliteter höjer levnadsstandarden betydligt. Boendemiljön förbättras vilket leder till bättre hygien och mindre smittspridning. Att detta står högt på den internationella agendan visar FN's millenniumsmål som fastställts av 189 länder. Tillsammans har länderna åtagit sig att fram till år 2015 halvera andelen människor utan tillgång till säkert dricksvatten och sanitet jämfört med år 2000.

I Peru byggs avloppsnätet ut för att avlägsna avloppet från människans närmaste boendemiljö. Uthålligheten och säkerheten hos denna lösning kan ifrågasättas då den sällan kompletteras med behandling av det producerade avloppsvattnet. Utbyggnad av avloppsnätet sker även i Picota och omgivande byar.

I Latinamerika har allt fler system med lokalt omhändertagande av avloppet införts de senaste 25 åren i ett försök att minska vattenkonsumtionen, erbjuda fler människor en uthållig och säker sanitet samt att utnyttja resurserna i avloppsfraktionerna samtidigt som utsläppen och den negativa miljöpåverkan minimeras.

I studien jämfördes tre olika avloppssystem: artificiella våtmarker, biodammar och lokalt omhändertagande. Inverkan på ekonomi och hållbarheten hos mindre reningsanläggningar i kombination med lokalt omhändertagande vid olika systemstorlekar undersöktes också.

Variationerna i flodens vattennivå medför att konstruktionen av ett centralt avloppsreningsverk kompliceras. En anläggning som riskerar att utsättas för översvämningarna måste skyddas med skyddsvallar. Skyddsvallarna till trots medför flodvatten som tränger in i avloppssystemet troligen att reningsanläggningen inte går att använda cirka sex månader varje år.

I Picotas fall skulle införandet av ett system med lokalt omhändertagande medföra en sänkning av investeringskostnaden med mer än 1/3 jämfört med att konstruera biodammar för en befolkning på 7500 personer. I dessa kostnader är varken utbyggnaden av avloppsledningsnätet eller den ekonomiska nyttan av restprodukterna vid lokalt omhändertagande inkluderade. Införandet av ett konsumtionsbaserat avgiftssystem för dricksvattnet förutsätts också.

Vid användande av torra urinsorterande toaletter sker en stor besparing i form av minskad vattenkonsumtion. Detta har både ekonomisk och praktisk betydelse. Eftersom vattenproduktionen är komplicerad och dyr i Picota, medför en minskad konsumtion per person att det vatten som produceras idag kan räcka till fler personer utan ökade resurser. På så sätt främjas även millenniummålet att halvera andelen av befolkningen utan uthållig tillgång till säkert dricksvatten.

Eftersom lokalt omhändertagande inte påverkas av antalet anslutna personer slipper man härigenom ta hänsyn till den framtida befolkningsmängden i avloppshanteringen. Systemet erbjuder därför större flexibilitet och möjligheter samt medför att kommunen inte investerar fast sig i dyr infrastruktur.

Ett system med lokalt omhändertagande erbjuder således större skydd mot smittspridning och skyddar miljön bättre. Samtidigt blir befolkning delaktig i projektet på ett helt annat sätt än vid konstruktionen av ett avloppsreningsverk. Här finns stora möjligheter att låta befolkningen ta stor del av ansvaret och medverka i besluten, vilket kan ha positiva effekter på dialogen mellan befolkningen och kommunen och på så sätt stärka demokratin.

ABSTRACT

The access to good sanitary facilities is an important factor that elevates the experienced living standard as it improves hygiene and reduces the transmission of diseases. The ratification of the millennium goals by 189 countries demonstrates that this is an important international issue. Together the countries have taken upon themselves that the proportion of the population that lacked access to sustainable safe drinking water and sanitary facilities in the year 2000 will have been reduced by half by the year 2015.

In Peru, the construction of sewage pipe networks to transport the sewage out of the direct human environment is progressing. The safety and sustainability of these systems can be questioned, since in Peru the sewage seldom receive any treatment before being emitted to a recipient. This is taking place in Picota and surrounding villages as well.

In the last 25 years several systems implementing small-scale onsite treatment have been introduced throughout Latin America in an attempt to give more people access to sustainable and safe sanitary facilities, reducing water consumption and taking advantage of the agricultural values of the sewage fractions while protecting the environment from its negative impact.

In this study three different sanitary systems and the effects of different population growths were compared. The systems consisted of artificial wetlands, pond systems and small-scale onsite treatment. These were also compared to the construction of a smaller wastewater treatment plant in combination with small-scale onsite treatment for different system sizes.

The fluctuation in the water level of the river complicates the construction and operation of a wastewater treatment plant. A plant submitted to seasonal flooding invariably needs to be protected by dikes. Even though protected by dikes the river water entering the sewage system when the water level rises will render the sewage plant unoperational up to six months every year.

In the city of Picota the introduction of small-scale onsite treatment would cut the investment cost by over one third compared to the construction of an artificial pond system for a population of 7500 persons. The costs of the investment in an amplified sewage system and the economical benefits from the reuse of the waste products in ecological sanitation were not included in these calculations.

The use of dry urine-diverting toilets signifies a considerable saving in the form of reduced water consumption. Its implications are both of economical and practical importance. A reduction in consumption per capita would mean that the water produced today could satisfy the need of more people without using more resources. In this manner the introduction of ecological sanitation also helps reaching the millennium goal of reducing the proportion of people lacking sustainable access to safe drinking water.

Another aspect of small-scale onsite treatment is that it is independent of the size of the system. The future development of the population does not have to be taken under consideration when implementing the system, thus avoiding big investments in large permanent infrastructure. This makes it more flexible and leaves more possibilities open for the future.

A system based on onsite treatment offers greater protection against transmission of diseases and higher protection for the environment than a wastewater treatment plant. It also offers greater possibilities for involving the community in the process of decision-making and implementation of the system. This can help to promote the interaction and communication between the authorities and the population, thereby strengthening the democracy.

RESUMEN

El acceso a facilidades sanitarias seguras, mejora las condiciones higiénicas y reduce la transmisión de enfermedades, así, aumentando la experiencia de nivel de vida. La ratificación de 189 países de las metas del milenio demuestra que el acceso al saneamiento seguro y agua potable en el ámbito internacional es un objetivo prioritario. Juntos, los países han asumido la responsabilidad de reducir a la mitad la parte de su población que en el año 2000 no contaron con el acceso sostenible y seguro de agua potable y sanidad para el año 2015 (ONU, [www](http://www.un.org)).

En el Perú, actualmente se están construyendo redes de desagüe para alejar las aguas servidas del ambiente humano. La sostenibilidad y seguridad de estos sistemas es dudable, ya que las aguas recolectadas muchas veces no reciben ningún tipo de tratamiento antes de su vertido. En los pueblos de los alrededores de la localidad de Picota también se están construyendo redes de desagüe.

Para dar acceso a un mayor número de personas a una sanidad segura y sostenible, reduciendo el consumo de agua, aprovechando los valores agrícolas de los residuos y a la vez protegiendo el medio ambiente del impacto negativo de las aguas servidas, se han introducido varios sistemas de tratamiento in situ en América Latina.

En el presente estudio, se ha comparado tres sistemas sanitarios y la influencia que ejercen en la economía y la sostenibilidad del sistema. Estos fueron lagunaje, pantanos artificiales y tratamiento in situ. Además, se analizó las influencias de plantas de tratamientos de menor tamaño combinados con tratamiento in situ bajo diferentes tamaños del sistema.

Las fluctuaciones en el nivel del agua en el río complican la construcción y el funcionamiento de una planta de tratamiento. Las inundaciones periódicas hacen necesario proteger la planta con diques. No obstante, el agua entra por la tubería de desagüe cuando el caudal del río aumenta, dejando la planta fuera de funcionamiento por un periodo de 6 meses cada año.

La introducción de un sistema de tratamiento in situ en la ciudad de Picota bajaría los costos a la tercera parte, comparado con la construcción de un sistema de lagunaje para 7500 personas. Ni los costos de la inversión en una ampliación de la red de desagüe, ni la utilidad de los nutrientes en los productos finales en un sistema de tratamiento in situ, fueron incluidos en la comparación.

Utilizando inodoros secos con desviación de la orina, se reduce el consumo de agua potable considerablemente, dado que se introduce también un sistema tarifario del agua potable basado en el consumo real individual por vivienda. Esto tiene repercusiones prácticas y económicas. Reduciendo el consumo por persona significaría que la misma cantidad de agua producida abastecería a un mayor número de personas sin utilizar mayores recursos. De esta manera se reduce la cantidad de personas sin acceso sostenible y seguro al agua potable.

Utilizando tratamiento in situ no es necesario tomar en cuenta el crecimiento de la población en el futuro, ya que su función no depende del número de personas en el sistema. Esto deja mayores posibilidades para el futuro y hace al sistema más flexible que el tratamiento convencional con una planta de tratamiento. La municipalidad no quedaría endeudada, con altas inversiones en infraestructura costosa, al optar por un proyecto de tratamiento in situ.

Un sistema basado en el tratamiento in situ ofrece mayor protección contra la transmisión de enfermedades y mejor protección al medio ambiente. La posibilidad de involucrar a la población en un proyecto de tratamiento in situ es mayor comparado con un proyecto de una planta de tratamiento. Existen grandes posibilidades de dejar que la población tome responsabilidades y participen en la toma de decisiones. Esto puede tener consecuencias positivas para el diálogo entre la municipalidad y la población y así fortalecer la democracia.

FÖRORD

Denna rapport är mitt examensarbete vid Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för biometri och teknik. Jag hoppas att denna studie kommer till nytta för befolkningen i Picota och andra personer som är intresserade av sanitetsproblematiken under liknande förhållanden.

Studien var ett eget initiativ som det krävdes mycket arbete för att genomföra. Utan generös hjälp från ett flertal personer och institutioner hade det aldrig gått.

Först och främst vill jag tacka SIDA för att de godkände min idé som ett MFS (Minor Field Study). SIDA's stöd möjliggjorde hela studien. Jag vill också tacka alla på Picotas Kommun för deras stöd och hjälp och önska dem lycka till i framtiden. Likväl vill jag tacka AMRESAM, speciellt min handledare Marco León Martínez, för deras stöd, vilket betydligt underlättat genomförandet.

Jag är mycket tacksam mot hela Picotas befolkning för att ha tagit emot mig med öppna armar och fått mig att känna mig som hemma i deras stad.

Tack även till all personal på Picotas sjukhus som hjälpt och stött mig, till biolog Eriberto Arévalo Ramírez, ingenjör William Calderón Sánchez och ingenjör Gerardo Quispe Vigo för hjälp med analyser.

Ett speciellt tack till de människor jag träffat och brevväxlat med rörande lokalt omhändertagande. Speciellt har Juan Carlos Calizaya Luna på CENCA i Lima, Anne Delmaire på Tepozeco i Tepoztlán, México, Gabriela Carmona på Sarar transformación och Cesar Añorve på CITA i México varit väldigt generösa och hjälpsamma. Jag önskar dem all lycka i framtiden i sitt arbete.

Näst sist ett tack till min handledare Björn Vinnerås för att han stått ut med att läsa alla mina utkast och inte accepterat något halvdant.

Allra sist, men inte minst vill jag tacka Heydy Helen Muñoz Ríos i Tarapoto. Näst min insats har hennes varit den största för den här studien. Utan hennes hjälp hade inte studien blivit av. Tack.

Uppsala i maj 2004



Niclas Ericsson

INNEHÅLL

INLEDNING/BAKGRUND	7
SYFTE.....	8
Avgränsningar	8
SANITET I SYDAMERIKA	8
Picota.....	10
LITTERATURSTUDIE	11
Avloppsreningens grunder	11
Förbehandling	12
Primär behandling	12
Sekundär behandling.....	13
Tertiär behandling.....	13
Extensiva behandlingsmetoder	14
Inventering av olika reningsmetoder	14
Aktivslam	14
Biobäddar	15
Biorotorer	15
Biodammar	15
Artificiella våtmarker	17
Lokalt omhändertagande.....	17
Allmänt om avloppsvattenutsläpp	19
Miljöpåverkan	19
Smittspridning	19
Avloppshantering i Sydamerika	21
Peruanska normen.....	21
MATERIAL OCH METOD.....	22
Intervjuer	22
Bestämning av flöden och mätning av avloppsvattnets sammansättning	22
Beskrivning av provtagningsplatsen.....	23
Flöde.....	23
BOD.....	24
Suspenderad substans (SS) och dess glödningsrest.....	25
Sedimenterbart material.....	25
Temperatur och pH	25
Ammonium.....	25
Markundersökning	26
Tidigare studier	26
Kostnadskalkyl för rening i ett centralt avloppsreningsverk (ARV)	26
Kostnadskalkyl för lokalt omhändertagande (TORR).....	27
Ekonomisk jämförelse mellan systemen	28
RESULTAT	28
Intervjuer	28
Befolkningsutveckling.....	29
Flöden.....	30
Dricksvattenflöden.....	30
Uppmätta avloppsvattenflöden.....	30
Regnvattens inverkan på flöde och föroreningsinnehåll	33
Avloppsvattnets sammansättning	33
BOD ₅	33
Suspenderad substans (SS) och dess glödningsrest.....	34
Sedimenterbart material (SM).....	35
Temperatur och pH	37
Ammonium.....	39
Markundersökning	40
DISKUSSION	41
Berörda parter i Picota.....	41
Befolkningen.....	41
Kommunen.....	42

<i>EsSalud</i>	42
<i>Icke-statliga organisationer (NGO)</i>	42
<i>FONCODES</i>	42
Befolkningsutveckling.....	43
Alternativa behandlingsmetoder.....	44
Projektfloeden och föroreningsbelastning.....	45
<i>Flöde</i>	45
<i>Belastning av föroreningar</i>	46
Avloppsreningsverk (ARV)	46
<i>Reningsanläggningens delprocesser</i>	47
<i>Förbehandling</i>	48
<i>Primär behandling</i>	53
<i>Sekundär behandling</i>	55
<i>Aeroba dammar – putsdammar</i>	61
<i>Skyddskonstruktioner</i>	62
<i>Skötsel och underhåll</i>	64
<i>Slambehandling</i>	65
Kostnads kalkyl för avloppsreningsverk	66
Lokalt omhändertagande (TORR).....	67
<i>Aktuell situation</i>	67
<i>Möjliga lösningar</i>	69
<i>Utformning av systemet</i>	69
Kostnads kalkyl för lokalt omhändertagande	72
Ekonomisk jämförelse mellan alternativen	74
Potentiell växtnäringssåterförsel	76
<i>Näring i urin</i>	76
<i>Näring i fekalier</i>	77
<i>Lokalt omhändertagande</i>	77
<i>Central reningsanläggning</i>	78
<i>Jämförelse mellan alternativen</i>	79
Miljöpåverkan	80
<i>Eutrofiering av recipienten</i>	80
<i>Syreförbrukning i recipienten</i>	80
<i>Spridning av patogener</i>	80
SLUTDISKUSSION	81
SLUTSATSER	83

INLEDNING/BAKGRUND

Ordet "sanitet" kommer från latinets "sanitas" som betyder sundhet och hälsa (FORUM, 1989). Sanitetsfrågor brukar innefatta det mesta som påverkar den allmänna hälsan, speciellt i samband med hantering, avlägsnande och behandling av mänskligt producerat avfall (Oxford University Press, [www](http://www.oxfordup.com)).

Sanitetsfrågor har inte alltid haft en framträdande plats i samhället, men människor i olika kulturer har varit mer eller mindre medvetna om kopplingen mellan dålig hygien och spridning av sjukdomar. I många kulturer har man, direkt eller indirekt, hanterat denna problematik genom att med tabun och seder undvika kontakten med mänsklig avföring. I andra har man sett avföringen och urinen som en resurs vilken använts i jordbruket (Stenström, 1996).

Ett naturligt flöde av näringsämnen i naturen sker då dessa tas upp i växter. Växterna konsumeras i sin tur av människor och djur. Vi utnyttjar de näringsämnen som behövs för att upprätthålla livsaktiviteterna varefter dessa återbördas till marken vid uriner och tarmtömning. Under kroppens uppbyggnad byggs en liten del av de konsumerade växnäringsämnena in. Även denna del återbördas till marken när kroppen slutligen bryts ned. Väl tillbaka i marken kan de återigen komma växterna till nytta. Ett naturligt kretslopp har då slutits.

Genom att samla upp och återföra urin och avföring till odling så nära källan som möjligt samt att undvika att blanda dessa med vatten blir ökningen av systemets entropi, eller oordning, mindre. Detta innebär att det bör krävas mindre resurser för att sluta det tidigare nämnda kretsloppet och samtidigt minskar förlusten av näringsämnen ur de lokala systemen. Det bör medföra både ekonomiska och tekniska fördelar för det lokala systemet. Systemets hållbarhet ökar samtidigt som näringsämnena inte sprids fritt och rubbar näringsbalansen i omgivande miljöer.

I och med att städernas befolkning ökat har det tillgängliga utrymmet för att lösa sanitetsbehoven minskat. De sanitära förhållandena i städerna har då försämrats. Detta har i sin tur lett till att uppsamlings- och behandlingssystem för det mänskliga avfallet introducerats och utvecklats. I mitten av 1800-talet och början av 1900-talet byggdes de första moderna avloppssystemen baserade på vattenburen borttransport av avloppet i europeiska storstäder (Tchobanoglous & Burton, 1991).

Introduktionen av vattenklosetten i hemmen resulterade i förbättrade sanitära förhållanden. Sjukdomar som förr var vanliga, bland annat tyfoidfeber och kolera, har i princip försvunnit från västeuropa tack vare förbättrade sanitära förhållanden (Stenström, 1996).

Vattenburna sanitetslösningar visade sig ha en rad negativa bieffekter. Synliga föroreningar orsakade först en negativ inverkan på miljön i och runt de punkter där avloppen från de stora städerna släpptes ut. Därefter insåg man sambandet mellan utsläppen av organiskt material och förändrade biologiska förhållanden i recipienterna. Ett problem som uppdagats senare är utsläppen av näringsämnen vilka orsakar eutrofiering av känsliga recipienter. Även utsläppen av olika grundämnen, såsom tungmetaller och giftiga föroreningar, har visat sig ge skador på det biologiska livet (Tchobanoglous & Burton, 1991; Vinnerås, 2002).

Avlägsnandet av kolloidalt, suspenderat och flytande material samt behandling av organiskt material ligger fortfarande till grund för utformningen av avloppsvattenrening i stora delar av världen. På flera håll har man också börjat anstränga sig för att avlägsna näringsämnena fosfor och kväve på grund av dess övergödande effekter, samt andra ämnen och föreningar som kan vara skadliga för miljön (Vinnerås, 2002; Tchobanoglous m.fl. 2003).

Utvecklingen har lett till att de flesta industrialiserade länder har väl utbyggda avloppsledningsnät och avloppsvattnet behandlas i många fall innan det släpps ut till recipienten. I fattigare länder ser situationen annorlunda ut. Tillgången till rent vatten och goda sanitära förhållanden räknas enligt WHO som en grundläggande mänsklig rättighet. Det finns ett sedan länge erkänt samband mellan tillgången till dricksvatten, goda sanitära förhållanden, hälsa och livskvalité. I stora delar av världen emellertid är tillfredsställelsen av dessa behov ingen självklarhet (PAHO, 2001).

SYFTE

Arbetets syfte var att föreslå en ekonomiskt, socialt och miljömässigt hållbar lösning för avloppsvattenshanteringen i byn Picota i nordöstra Peru.

Ett övergripande mål var att underlätta beslutsfattandet för berörda parter och öka intresset att ta itu med sanitetsproblematiken på ett hållbart och väl genomtänkt sätt i denna del av Sydamerika.

Avgränsningar

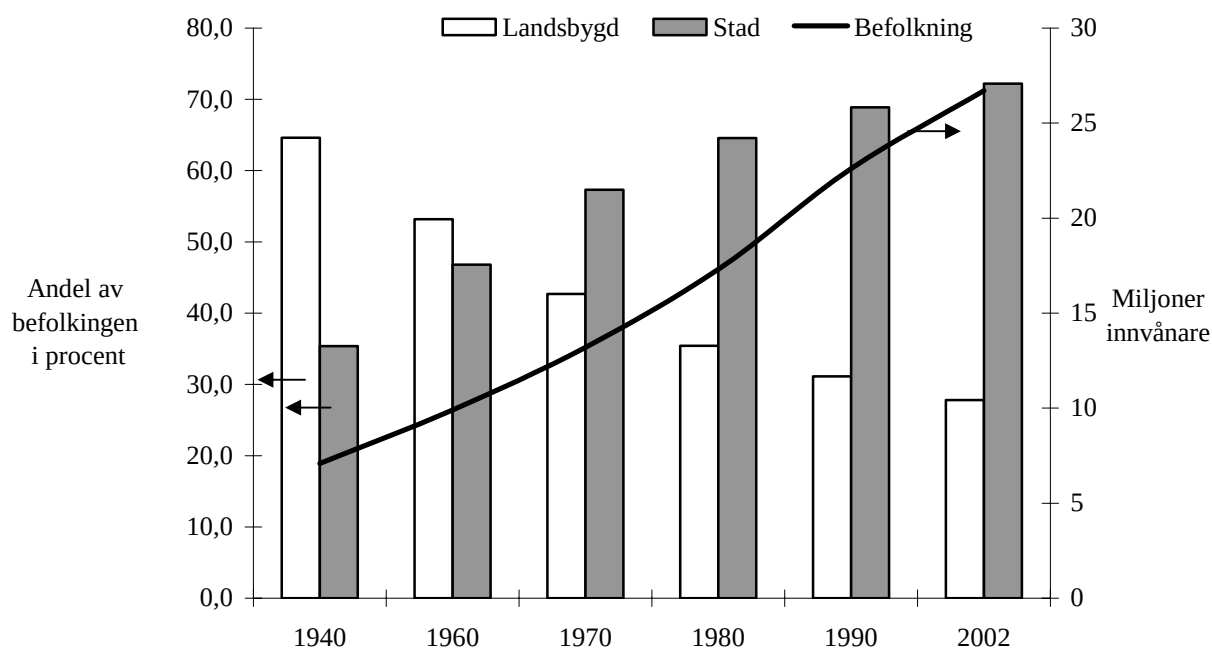
Studien omfattar en bedömning av möjliga behandlingsmetoder av det kommunala avloppsvattnet, utifrån kostnader, hygien och miljöeffekter. Eventuella nyttoeffekter från återanvändning av slutprodukten ses endast som en positiv bieffekt och har inte studeras närmare. Vidare undersöktes förutsättningarna och utvärderades möjligheten att införa hållbara sanitetslösningar för de hushåll som idag inte är anslutna till det kommunala avloppsnätet. Här är användningen av slutprodukten en viktig del. De viktigaste bedömningsgrunderna var ekonomi, hygien och miljö för användarna samt miljöpåverkan.

SANITET I SYDAMERIKA

Stora framsteg har gjorts under de senaste 30 åren i många sydamerikanska länder för att öka tillgängligheten till dricksvatten och bygga ut vattenburna avloppssystem, främst i städerna. Detta har lett till att många människor idag lever under betydligt bättre sanitära förhållanden än tidigare (PAHO, 2001).

Ett av millenniummålen som sattes upp av 189 länder år 2000 innefattar att fram till år 2015 halvera andelen av världens befolkning som saknar uthållig tillgång till säkert dricksvatten och sanitet. För Perus del innebär detta att nästan 4 miljoner invånare skall ges en uthållig och säker sanitet fram till år 2015 (FN, [www](#)).

Erfarenheterna ifrån utvecklingen under 90-talet har utvärderats av respektive land och sammanställts av the Pan American Health Organisation (PAHO, 2001). I Peru, som befinner sig strax under ekvatorn på Sydamerikas västkust, ökade befolkningen från 10 miljoner år 1960 till cirka 27 miljoner år 2003 (INEI, [www](#)). Samtidigt skedde en kraftig urbanisering (figur 1) vars orsaker man delvis finner i politiska och sociala oroligheter och att landsbygdsbefolkningen terroriserades av olika gerillagrupper. Detta ledde till att människor sökte sig in till städerna, speciellt Lima, där de kände sig tryggare och även sökte efter möjligheter att försörja sig (Comisión de la verdad, [www](#); PAHO, 2001).



Figur 1. Urbaniseringen och befolkningsutvecklingen i Peru under senare delen av 1900-talet (INEI, www). Befolkningen anges på den högra axeln och befolkningsandelar på den vänstra.

Samtidigt som urbaniseringen har varit hög de senaste 20 åren har tillgången till dricksvatten- och avloppsnät ökat. Detta beror främst på att ökad uppmärksamhet riktats mot dessa behov och att större resurser lagts på utbyggnaden av infrastrukturen. Denna utbyggnad skedde trots att Peru befann sig i en djup ekonomisk kris i slutet av 80-talet. År 1990 steg priserna med hela 7650% (CEPIS, www). Sedan dess har investeringarna i vatten och sanitet ökat kraftigt. Under 1998 satsades 15 gånger mer resurser än 1990 (mätt i US\$).

Utbyggnaden av avloppsnäten ligger dock betydligt efter utbyggnaden av dricksvattennäten och skillnaden mellan stad och landsbygd är stor. Till landsbygd räknas i Peru, i sanitetssammanhang, alla samhällen med färre än 2000 invånare. År 1998 var 26,3% av befolkningen i Peru utan någon som helst sanitetslösning. Motsvarande siffra för landsbygden var 60,5% (CEPIS, www).

Latriner och andra enskilda system räknas i statistiken som sanitetslösningar trots att de kan medföra problem med grundvattenförorening och smittspridning i tätbebyggda områden. År 1998 hade 21,1% av befolkningen någon typ av latrin. Förhållandet i stad och på landsbygd var tämligen likartat, dock hade något större andel av befolkningen latriner i tätorterna än på landsbygden.

De avloppsledningsnät som finns är ofta dåligt underhållna. Med undantag för Lima saknas ofta utbildad personal för att sköta de existerande näten. Orsakerna är både ekonomiska, politiska och humanitära. Lönerna är oftast så låga att den personal som utbildas inte stannar länge i branschen. Dessutom styrs eller ägs många av de företag som sköter vatten och avloppshantering kommunalt, vilket ofta leder till kortsiktigt planerande och icke affärsmässigt handlande (CEPIS, www).

Statliga organ, kommuner, privata företag, lokala befolkningsgrupper samt flera icke-statliga organisationer arbetar med sanitetsfrågor i Peru. Deras roller och insatser är varken väldefinierade eller bra koordinerade vilket gör att mycket pengar och tid förloras i form av byråkrati och dubbelarbete.

Utbyggnaden av dricksvatten- och avloppsnäten kommer inte heller alla till godo. De som inte har råd att ansluta sig till ledningsnäten får lösa sitt vatten och avlopp på andra sätt. Det är oftast dessa befolkningsgrupper som lider mest av de kommunala avloppens negativa konsekvenser. I de tätbebyggda städerna släpps avloppsvattnet orenat ut i floder som rinner i anslutning till bebyggelsen. I Peru genomgår endast 14 % av avloppsvattnet någon form av rening (CEPIS, [www](http://www.cepis.org)).

Mycket av det orenade avloppsvattnet används till bevattning av jordbruksmarker. Användningen sker på ett okontrollerat sätt, främst i den torra och nederbördsfattiga kustregionen. Bruket av orenat avloppsvatten utgör en mycket allvarlig hälsorisk. År 1991 utbröt en koleraepidemi i Sydamerika, vilken startade just längs Perus kust (CEPIS, [www](http://www.who.int); PAHO, 2001).

Perus östra delar domineras av djungelvegetation (2/3 av Perus landareal) med stora vattenresurser (CEPIS, [www](http://www.cepis.org)). Denna del av landet har länge varit isolerad ifrån resten av landet genom Andernas bergsmassiv. Genom nybyggnad av vägar och en medveten politik för att befolka dessa delar av landet istället för de starkt överbefolkade kuststäderna har befolkningen i regionen växt kraftigt under de senaste årtiondena. Detta har medfört en ökad miljöpåfrestning. Det är inte alltid de nyinflyttade känner till eller lär sig de lokala metoderna att bruka mark och naturresurser. Denna okunskap kan få katastrofala följder i ett land där skillnaden i miljö, kultur och vanor mellan olika landsdelar är enorm. De tydligaste effekterna är avskogning, erosion, förstörda vattenresurser och lokal klimatpåverkan.

På senare år har allt fler fattiga jordlösa människor slagit sig ner på privat mark runt städer och byar och bosatt sig där. Dessa är speciellt utsatta för dåliga sanitära förhållanden eftersom de inte kan få del av stadens vatten, el och avloppssystem. Om de har några sanitära lösningar över huvud taget består de oftast av tillfälliga latriner. Deras situation är också svårlöst i och med att de bor på privat mark och kan bli avhysta när som helst, vilket leder till att varken de boende eller kommunen gör långsiktiga investeringar i närmiljön.

Picota

Detta arbete genomfördes i Picota, vilket är en ort med ungefär 5000 invånare som är distriktet Picotas huvudort. Orten ligger 60 kilometer söder om Tarapoto, som är Delstaten San Martíns kommersiella huvudort (figur 2). Picota har likt andra städer i Perus djungel vuxit kraftigt de senaste 20 åren. Innan en bro konstruerades över floden Huallaga var Picota en obetydlig by. Bron har dock lett till att staden växt och mer av handeln i området samlats i Picota. Konstruktionen av vägen Carretera Marginal som binder samman djungeln med kusten har lett till en starkt ökad invandring ifrån andra delar av landet.

Picotas avloppsnät byggdes till stora delar ut innan man 1997 fick tillgång till ett kommunalt vattenverk för dricksvattenproduktion. Sedan dess har en snabb utbyggnad av dricksvattnenätet skett. Idag är Picota och flera omkringliggande byar försedda med dricksvatten. Vattnet tas från floden Huallaga och renas genom fällning av sediment och klorering innan det distribueras till användarna.

Många boende i byn har möjlighet att ansluta sig till vatten och avlopp, men endast de som har råd kan göra detta i praktiken. Dessutom täcker avlopps- och dricksvattnenätet endast en

del av tätorten. Resten av befolkningen sköter sina behov med hjälp av latriner eller ute i naturen. Ett problem för boende i Picota med enskilda avloppslösningar är att de är väldigt utsatta för kraftiga regn och de årliga översvämningar som inträffar efter kraftiga regn i Anderna. Den äldsta delen av staden är dessutom belägen på ett berg direkt uppströms pumpstationen för dricksvattenintaget. Berggrunden försvårar både dragningen av avloppsledningar till en rimlig kostnad och grävandet av latriner.



Figur 2. Perus och Picotas placering i Sydamerika.

Det avloppsvatten som produceras släpps i dagsläget ut i floden utan någon föregående rening. Under månaderna juli till september sjunker vattnet i floden kraftigt vilket leder till att de talrika flodarmarna blir avsnörda från huvudfåran. En av dessa är den flodarm som tar emot det kommunala orenade avloppet. Denna flodarm ligger i anslutning till den kåkstad som har vuxit fram på Picotas före detta flygplats

Mot bakgrund av denna situation genomfördes denna studie för att finna möjligheter till en uthållig avloppshantering i Picota. Lösningar eftersträvades där det existerande avloppet inte tillåts påverka det vatten som människor i staden dagligen använder och där de som inte har vattenklosetter i sina bostäder skall ha möjlighet att tillfredsställa sin grundläggande mänskliga rättighet till god sanitet, samtidigt som Peru kommer närmare att uppfylla millenniemålet för god sanitet.

LITTERATURSTUDIE

Avloppsreningens grunder

Rening av avloppsvatten har uppstått på grund av de negativa effekter olika sanitetslösningar haft på miljön och dess påverkan på den allmänna hälsan. Redan innan modern avloppsrening infördes användes avloppsvatten till bevattning av jordbruksmark (Stenström, 1996; Davis & Cornwell, 1998). Vissa av dessa system finns kvar och används än idag. I USA används vattnet ifrån runt 600 anläggningar till bevattning (Davis & Cornwell, 1998). På så sätt tog och tar man tillvara på de resurser i form av näringsämnen och organiskt material som

avloppsvattnet innehåller. I Peru bevattnas stora arealer med orenat avloppsvatten. Här är motivet dock snarare vattenbrist (CEPIS, [www](http://www.cepis.org)).

Avloppsreningens mål har förändrats och kommit att omfatta allt mer i och med att kunskapen om utsläppens påverkan på miljö och hälsa har växt. I början av nittonhundratalet ledde de olägenheter med lukt och dålig hygien som utsläppen medförde till att metoder för behandling av avloppsvattnet utvecklades. Brist på utrymme för att behandla avloppsvattnet i större städer ledde till att reningsmetoderna blev allt effektivare och mindre utrymmeskrävande (Tchobanoglous & Burton, 1991).

Huvudmålet med avloppsvattenreningen är att avlägsna suspenderat och flytande material, reducera mängderna organiskt material samt bortföra patogena organismer från människans närområde. Från 70-talet och framåt började man dock också att intressera sig för andra föroreningar i vattnet i takt med att deras negativa miljöpåverkan blev upptäcktes.

Intresset för att avlägsna näringsämnena fosfor och kväve ökade då symptom på övergödda vattendrag började visa sig. Biologiska skador väckte intresset att avlägsna giftiga och potentiellt giftiga kemikalier (Tchobanoglous & Burton, 1991).

För att uppnå dessa mål brukar man dela upp reningen i primära, sekundära och tertiära behandlingssteg. Dessa består i sin tur av en kombination av olika fysikaliska, biologiska och kemiska processer.

Förbehandling

Normalt förbehandlas allt avloppsvatten som skall renas med hjälp av rensgaller eller renskärare för att avlägsna eller sönderdela större föremål. Vattnet kan också silas och filtreras innan det släpps ut i det kommunala avloppssystemet för att undvika att problem uppstår i ledningsnätet och på reningsverket (Davis & Cornwell, 1998; Rennerfelt, 2000).

Under förbehandlingen brukar man också låta sand och grövre partiklar som kan skada ventiler, rörledningar och pumpar inne i reningsanläggningen sedimentera och samlas upp i speciella sandfång. Den sand man får ut ifrån sandfånget, blandad med större partiklar såsom sten och metalldelar, är till stor del av oorganisk natur (Rennerfelt, 2000; Tchobanoglous m.fl., 2001).

Ännu en process som kan förekomma i samband med förbehandlingen är flödesutjämning i speciella utjämningsbassänger. Det är ingen reningsprocess i sig utan används då variationerna hos flödet kan störa efterföljande processer. Ett jämt flöde kan förbättra effektiviteten hos efterföljande biologiska processer och möjliggör mindre dimensioner vilket kan spara både utrymme och pengar (Davis & Cornwell, 1998).

Primär behandling

Målet med primär behandling är att avlägsna suspenderat organiskt material. Oftast låter man vattnet passera en sedimentationsbassäng där sedimentet avlägsnas i form av råslam, eller primärslam. Det slam man får ut ifrån primär sedimentering innehåller betydligt mer oorganiskt material än det slam man får ifrån en biologisk behandling. Oftast är runt 70 % av slammet av organisk natur (Davis & Cornwell, 1998).

Sekundär behandling

Huvudmålet med den sekundära behandlingen är att avlägsna återstående suspenderat samt löst organiskt material. Detta minskar syreförbrukning i recipienten. De mest använda metoderna är biobäddar, våtmarker och aktiv slam processer. Dessa beskrivs mer ingående under inventeringen av reningsmetoder.

I den sekundära behandlingen maximeras mängden mikroorganismer och kontaktytan med det organiska materialet. Det organiska materialet används av mikroorganismerna som energikälla för metabolism och som råmaterial för ny cellmassa.

Slammet som bildas avlägsnas genom sedimentering. Slammet ifrån denna återförs ofta till det inkommande vattnet före det biologiska steget för att hålla en hög koncentration på biomassan. En liten del tas ut för efterbehandling så att biomassan inte växer ohämmat. Detta slam är till ca 90 % av organisk natur. Om det skall deponeras bör det därför först stabiliseras. Det kan också användas som jordförbättring om dess innehåll av giftiga ämnen är lågt. Man måste ta hänsyn till de sanitära risker som finns och hantera slammet på ett säkert sätt (Davis & Cornwell, 1998).

Tertiär behandling

Med tertiär behandling menas oftast avlägsnandet av tungmetaller och näringsämnen, såsom fosfor och kväve, utöver den rening som uppnås med den sekundära behandlingen, men även reduktion av bakterier och filtrering ingår bland de tertiära behandlingarna.

Utflödet från biobäddar och aktivslamanläggningar kan filtreras i speciella filter av sten, sand eller kol för att avlägsna syreförbrukande material, huvudsakligen partikulärt, som inte har avlägsnats i eftersedimenteringen. (Tchobanoglous m.fl., 2003).

Fosforrening kan ha flera fördelar. I de fall fosfor har en övergödande effekt avlastar det belastningen på recipienten och samtidigt utvinns man fosfor, vilken kan återanvändas i jordbruket i de fall slammet är av tillräckligt god kvalitet för att återföras. Ortofosfat fälls främst ut med hjälp av järnklorid (FeCl_3), Järnsulfat ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$), Aluminiumsulfat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$) eller kalk ($\text{Ca}(\text{OH})_2$).

Kväverening kan motiveras med miljöskäl om mottagande vatten övergöds av kvävetillskott. När vattnet kommer in till en reningsanläggning återfinns det mesta av kvävet i form av ammonium (NH_4^+) och en del i form av organiskt bundet kväve. Eftersom ammonium utövar en direkt syreförbrukning vid nitrifikation försöker man uppnå en uppehållstid för biomassan i en aktiv slam process som är så lång att denna process sker. Det krävs en slamålder på upp till 15 dagar i tempererade klimat och upp till 20 dagar i kalla klimat för att detta skall ske. I en normal aktivslamprocess varierar slamåldern mellan tre till 15 dagar (Tchobanoglous & Burton, 1991). För att inte behöva enorma bassänger kan man återföra större delen av biomassan ifrån eftersedimenteringen och på så sätt höja biomassans medelålder.

Tertiär behandling är oftast inte prioriterat i Latinamerika på grund av de höga kostnader samt den kunskap och teknologi som krävs för att sköta dessa. I dessa länder prioriteras utbyggnaden av grundläggande sanitär infrastruktur (SUNASS, pers; PAHO, 2001). Användandet av konstgjorda dammar för hög bakteriologisk rening är dock utbredd. I dessa samverkar flera faktorer för att maximera inaktiveringen av patogener. Några faktorer som främjar avdödning av bakterier är lång uppehållstid, högt pH, höga temperaturer, ultraviolett strålning och biologisk konkurrens.

Extensiva behandlingsmetoder

I de fall de naturliga förutsättningarna tillåter kan man med fördel utnyttja naturens självrenande förmåga till att rena avloppsvattnet. För detta ändamål använder man olika dammsystem eller konstgjorda våtmarker vilka antingen ersätter eller kompletterar de konventionella behandlingsstegen.

Putsdammar är väldigt effektiva på att avdöda patogena organismer och mer pålitliga än konventionell tertiär behandling. I dessa kan också fiskodling bedrivas för att ytterligare förbättra ekonomin. En av de populärare fiskarna i fiskodlingar i avloppssammanhang är Tilapia (Mara & Cairncross, 1989; Sasse, 1998), vilket är en av de vanligast förekommande fiskarterna i traditionella fiskodlingar i San Martín. Det finns dock en risk för att fisk odlad i avloppsvatten innehåller parasiter och bakterier som sprider smitta.

Avloppsvatten kan också användas till bevattning av jordbruksmark. På så sätt minimeras utsläppen och samtidigt utnyttjas näringsinnehållet. Bevattning ersätter i vissa fall sekundär behandling, men vanligast är att det används som ett komplement till denna. Mer detaljerade riktlinjer om hur avloppsvatten bör utnyttjas vid bevattning finns att finna i WHO's publikation "Guidelines for the use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture" (1989). Det förekommer även att obehandlat avloppsvatten används till bevattning. Detta är ofta fallet i Peru. Ur hälsoskyddssynpunkt är detta helt oförsvarbart eftersom det medför en stor risk för smitta (CEPIS, www.who.int).

Man kan också minimera utsläppen genom att låta vattnet spridas ut och infiltrera i eller rinna över bevuxen mark. Dessa behandlingsmetoder kräver stora arealer, men kan å andra sidan vara mycket ekonomiska och effektiva.

Inventering av olika reningsmetoder

Hur de tidigare nämnda behandlingsstegen utformas i praktiken beror bland annat på anläggningskostnad, driftsekonomi, behov av och tillgång på kvalificerad personal för drift och underhåll, anläggningens utrymmesbehov samt tillgängligt utrymme och mål med reningen.

I detta stycke följer en kort beskrivning av några av de vanligaste metoderna där de tekniskt mest intensiva avhandlas först. Dessa är normalt mindre utrymmeskrävande och effektiva på att avlägsna BOD och suspenderat material, men de använder också mer teknologi och kräver ständig tillsyn och skötsel vilket gör dem dyrare och mer komplicerade än de mer extensiva metoderna.

Aktivslam

I en aktivslamprocess maximeras kontaktytan mellan bakterierna och det biologiska materialet i en reaktor i vilken luft tillförs för att skapa turbulens och tillföra syre till den aeroba processen. För att hålla nere reaktorvolymen sedimenteras bioflocken efter reaktorn och merparten återförs till processen. På så sätt uppnår man samtidigt en hög slamålder och en låg uppehållstid med små volymer som följd. Den överskottsproduktion av biomassa som sker tas ut och behandlas för att kunna användas eller deponeras (Tchobanoglous & Burton, 1991; Hammer 2001). En normal aktivslamprocess syftar till att avlägsna organiskt material ur vattnet, men den kan även kombineras med biologisk kväve- och fosforrening (Rennerfelt, 2000).

Biobäddar

Biobäddar består av en bädd fylld med ett material som har stor yta per volymenhet på vilken en biologisk film med mikroorganismer utvecklas. I denna biofilm sker reningen under det att avloppsvattnet färdas nedåt genom bädden. Bädden är ventilerad både upptill och nedtill. Avloppsvattnet sprids jämnt över ytan med hjälp av t.ex. en roterande spridare (Sasse, 1998).

Olika stenmaterial eller speciella plastkroppar är de vanligaste fyllnadsmaterialen. Rening sker genom att näringsämnen och suspenderat material i avloppsvattnet absorberas av mikroorganismerna i den biologiska filmen. Dessa avger därefter nedbrytningens slutprodukter, vilka till största delen är koldioxid och vatten. Syresättningen sker naturligt och är normalt tillräcklig om materialet är tillräckligt poröst. Längst in i biofilmen råder dock anaeroba förhållanden. Processen är således både aerob och anaerob. Biofilmen består både av bakterier, protozoer, larver, mygglarver och i värsta fall flugor. Överskottsproduktionen av biofilmen lossnar och följer med vattnet ned genom filtret varefter den sedimenteras och behandlas som vanligt slam. Detta slam återförs inte på det sätt som sker i aktivslamprocessen (Rennerfelt 2000; Hammer, 2001).

En fördel med biobäddar är att de klarar av plötsliga förändringar i avloppsvattnets sammansättning bättre än aktivslamprocesser. De kräver dock ett konstant flöde av vatten genom bädden. Därför recirkuleras en stor del av det renade vattnet tillbaka till bädden. Detta späder också ut inkommande vatten och minskar således dess föroreningskoncentration. Det har betydelse när flödet är lågt och vattnet föroreningsrikt. Om ingen recirkulering sker finns det då risk för att filtret växer igen (Tchobanoglous & Burton, 1991).

Biotorn är en modern utveckling av biobäddar där fyllningsmaterialet består av specialtillverkade korrugerade plastskivor sammanfogade till block vilka ger en mycket hög yta per volymenhet och en god infiltrationsförmåga. Dessa är mindre känsliga för igensättning och klarar således högre belastningar (Rennerfelt, 2000).

Biorotorer

Biorotorer består av en serie skivor anbragta på en axel vilken sakta roterar med ungefär 40 % av skivornas area neddoppad i avloppsvattnet. På dessa skivor växer en biofilm liknande den i biobäddarna. Dess funktionssätt påminner om biobäddarnas. Under det att filmen är neddoppad i vattnet tar den upp suspenderat och löst material samt näringsämnen vilka sedan omsätts under det att den befinner sig i luften. Överskottsproduktionen lossnar och följer med avloppsvattnet till eftersedimenteringen. Då biorotorer används brukar avloppsvattnet inte recirkuleras (Rennerfelt, 2000; Hammer, 2001).

Biodammar

Oluftade biodammar används ofta i mindre anläggningar. Reningen sker på samma sätt som i naturliga vattendrag. Suspenderat material avskiljs genom sedimentering. Organiskt material bryts ned av bakterier. Denna process konsumerar vattnets lösta syre. Tillförd växtnäring konsumeras av alger som bygger upp biomassa och producerar syre (Rennerfelt, 2000).

Anaeroba dammar har den fördelen att det organiska materialet bryts ned och stabiliseras med lägre slamackumulation som följd. Anaeroba förhållanden skapas i djupa dammar med liten yta per volymenhet, vilket medför hög reningseffektivitet per arealenhet. Dessa dammar kan ge upphov till utsläpp av metan och vätesulfider om de är högbelastade. Den första bidrar till

växthuseffekten och den andra luktar illa. Dammarna bör ligga avskilt för att inte störa boende (Sasse, 1998).

En effekt som iakttagits i studier av flera fakultativa och anaeroba dammar i México är att slammet ackumuleras i högre grad närmre inloppet i dammar med längre uppehållstid (mellan 10 och 47 dagar i dessa fall) och med endast en inloppspunkt i jämförelse med en bassäng med kort uppehållstid (2 dagar) och flera inloppspunkter (Nelson m.fl., 2003).

Vid temperaturer som stabilt håller sig över 15°C är anaeroba dammar utomordentligt effektiva på att reducera den tyngsta organiska lasten och avlägsna stor del av den suspenderade substansen (Saenz, 2001). En serie av efterföljande avlånga fakultativa och aeroba dammar ger enligt Saenz (2001) en väldigt god avdödning av patogener. En anaerob damm kan även användas istället för ett separat sedimentationssteg. Parasitägg överlever dock länge i slammet och kan utgöra en hälsorisk när dammen töms på slam (Nelson m.fl., 2003). Nelson m.fl. (2003) rekommenderar att man tar dammen ur funktion en tid före tömning. Avdödningen av parasitägg blir då högre och hanteringen av slammet säkrare.

Oluftade aeroba biodammar är normalt inte djupare än 1 meter för att undvika att anaeroba förhållanden uppstår, med luktproblem som följd (Rennerfelt, 2000). För att uppnå så stor bakterieavdödning som möjligt är avlånga bassänger att föredra i vilka ett pluggflöde uppstår vilket gör att dispersionen minskar (Tchobanoglous & Burton, 1991; Yáñez, 2000; Saenz, 2001).

Dammarna kan fungera i serie eller parallellt. Damm i serie maximerar uppehållstiden, vilket förbättrar bakterieavdödningen. Parallella dammar underlättar slamtömning och underhåll. Slamtömning bör utföras vart 10-15 år i fakultativa dammar och normalt inte alls i aeroba dammar (Rennerfelt, 2000).

Nya dammar dimensioneras baserat på erfarenheter från liknande dammar under liknande förhållanden eftersom dammarnas funktion och resultat påverkas av många olika faktorer som inte går att styra, bland andra temperatur, vind, solljus, kortslutande strömmar i dammen och avloppsvattnets sammansättning (Tchobanoglous & Burton, 1991).

Öppna vattenytor kan lätt medföra myggproblem. Inplanterad fisk är ett enkelt sätt att undvika myggproblem i aeroba dammar under förutsättning att syrenivån inte är för låg (Sasse, 1998). Andra metoder att kontrollera myggspridning är att hålla dammytan ren från flytande föremål, hålla borta växtlighet ifrån dammvallarnas insida och ifall inget annat fungerar använda bekämpningsmedel. (Grupo Tar, www; Tchobanoglous & Burton, 1991).

Artificiella dammar började användas till avloppsvattenrening i Latinamerika 1958. Antalet anläggningar runt om i Latinamerika uppskattades 1993 till ca 3000 (Suematsu, www). Till skillnad från i industrialiserade länder är målet med avloppsvattenhanteringen främst att förhindra smittspridning, inte att avlägsna organiskt material och andra ämnen som inverkar negativt på miljön. Dammarna är en av de effektivaste och mest pålitliga metoder som existerar för att minska mängden patogent material (Grupo TAR, www; Suematsu, www; Mara & Cairncross, 1989; Yáñez, 2000).

I Venezuela har man funnit att medeleffektiviteten i avlägsnande av BOD inte skiljer väsentligt mellan dammar med olika former och storlek. Det är därför inte meningsfullt att konstruera dammar med stora arealer om inte ytbelastningen motiverar detta (Bracho m.fl., www). Biodammar kan användas för både kommunalt och industriellt avloppsvatten. De senare är ofta luftade med någon slags ytluftare för att öka syreutbytet. Dammarna kan då göras djupare vilket minskar arealbehovet.

Biodammar kräver mindre skötsel och är billigare i drift än konventionella anläggningar. Deras förmåga att klara stötbelastningar är god tack vare deras volym, och slamproduktionen är låg på grund av den långa uppehållstiden (Rennerfelt, 2000).

Artificiella våtmarker

Artificiella våtmarker kan antingen ha en fri vattenyta eller ha hela flödet under markytan. Dessa fungerar i princip som naturliga våtmarker med den skillnaden att flödena in och ut är reglerade. På så sätt har man bättre kontroll över utsläppen och större möjligheter att styra förhållandena i våtmarken. Innan det kommunala avloppet leds till våtmarken bör det minst ha genomgått förbehandling och primär behandling där stora föremål och partiklar avlägsnas vilka annars kan plugga igen våtmarken och öka den organiska belastningen på densamma (Burton, 1991).

På vertikala filter sprids vattnet ut över ytan portionsvis och tillåts filtrera ned genom sandbädden där rening sker genom en kombination av fysikaliska, biologiska och kemiska processer. Horisontella filter har däremot hela flödet under markytan, vilket är en fördel eftersom problem med smittspridning via vektorer undviks. Horisontella filter kräver en bra filterkonstruktion så att de inte sätts igen, men under normala förhållanden kräver de lägre underhåll och skötsel än vertikala filter (Sasse, 1998).

System med flytande växter i dammar liknar våtmarker där det på växternas rötter finns bakterier som renar vattnet. Dessa system har dock den nackdelen att de är idealiska fortplantningsplatser för myggor (Grupo Tar, www; Tchobanoglous & Burton, 1991; Sasse, 1998).

Det är viktigt att man överväger risken för myggtillväxt vid val av våtmarksanläggning. Då mygg kan sprida sjukdomar eller vara allmänt besvärande bör kontrollen av dessa inkluderas redan vid planeringen av våtmarken (Tchobanoglous & Burton, 1991).

Lokalt omhändertagande

Med lokalt omhändertagande menas behandling av avloppsfraktionerna från ett eller ett fåtal hushåll i direkt anslutning till eller i deras närhet. Lokalt omhändertagande har fått störst spridning på landsbygden och i mindre samhällen där centrala avloppssystem ofta är ekonomiskt orimliga. Restprodukterna kan antingen tas tillvara som växtnäringsresurs eller behandlas och deponeras.

Vid lokalt omhändertagande kan vattenspolande källsorterande toaletter eller helt torra system användas. Med torrtoaletter syftas i denna studie på de toaletter som fungerar helt utan vatten. Inom denna grupp finner man komposteringstoaletter (mulltoalett), i vilka urin och fekalier blandas, urinseparerande torrtoaletter, i vilka urin och fekalier blandas innan urinen separeras, samt urinsorterande torrtoaletter där fekalierna och urinen aldrig kommer i kontakt med varandra. Den senare har både hygieniska och hanteringsmässiga fördelar (Esrey m.fl., 2001a;b).

Latriner räknas däremot inte som en torrtoalett i denna studie. I Picota består en latrin oftast av en några meter djup grävd grop täckt av ett trägolv med en öppning i vilken både tarmtömning och urinering sker. Latrinerna kan vara försedda med träsitsar och groparnas väggar förstärkta med tegel och användas många år. Det är också en variant av lokalt omhändertagande, men dess negativa påverkan på miljön och hygien samt dess besvärliga

handhavande väger starkt emot denna lösning. En enkel latrin kan dock konstrueras till en låg kostnad.

Målet med de källsorterande avloppssystemen, utöver att erbjuda ett fungerande sanitetssystem, är att utnyttja växtnäringssinnehållet i avloppsfraktionerna i så stor utsträckning som möjligt (Esrey m.fl., 2001a;b).

Den vanligaste reningsmetoden i Sverige då urin och fekalier blandas, samt för behandling av BDT-vattnet från hushållen är förbehandling i en trekammarbrunn där grövre föremål och partiklar avskiljs. Trekammarbrunnen fungerar även som flödesutjämnare och delvis som ett anaerobt behandlingssteg. Slammet som bildas bryts ned anaerobt, men brunnen måste ändå tömmas med jämna mellanrum. Ju varmare klimatet är desto mer sällan behöver brunnen tömmas. Efter förbehandlingen kan man använda sig av flera olika metoder för att rena avloppsvattnet. Dessa liknar de system som beskrivits tidigare med den skillnaden att det här handlar om betydligt mindre dimensioner (Palm m.fl., 2002).

Mindre kostnadsintensiva och skötselkrävande lösningar är markbäddar, infiltrationsanläggningar, rotzonsanläggningar, jordbruksbevattning och våtmarker.

I en markbädd leds vattnet genom perforerade rör varifrån det perkolerar ned genom en bädd av grus eller sand. Det renade vattnet samlas upp i lägre liggande dräneringsrör vilka leder vattnet till en recipient (Palm m.fl., 2002).

En infiltrationsanläggning liknar en markbädd, med skillnaden att vattnet tillåts infiltrera ned till grundvattnet. Reningen blir på så sätt större eftersom transportsträckan ökar och risken för smittspridning är låg om anläggningen är rätt konstruerad. Processen är dock svårare att övervaka. Det kan därför vara olämpligt att konstruera en infiltrationsanläggning om grundvattnet är känsligt eller används som dricksvatten (Palm m.fl., 2002).

I rotzonsanläggningar flödar vattnet genom en växtbevuxen markprofil i vilken rening sker (Palm m.fl., 2002).

Ett annat alternativ är att endast sortera ut urinen och låta BDT- och fekaliefractionerna behandlas med någon av tidigare nämnda reningsmetoder. Mellan 65 och 85 % av urinen bedöms utsorteras i en vanlig urinsorterande toalettstol. I denna urin återfinns 50-70 % av hushållsavloppets kväve samt 30-50 % av dess fosfor. Urinen kan användas som gödningsmedel då den liknar mineralgödsel (Palm m.fl., 2002).

Vid klosettattensortering samlas urin- och fekaliefractionerna i en sluten behållare medan BDT-vattnet behandlas separat. På så sätt kan upp till 90 % av kvävet och 75 % av fosfor återvinnas (Palm m.fl., 2002).

Urinsorterande torrtoaletter har stora fördelar eftersom de inte använder sig av vatten, och urinfractionen kan samlas upp på ett hygieniskt och lätt hanterbart sätt. Rätt skötsel minskar de risken för smittspridning och deras negativa miljöpåverkan är mycket liten. BDT-vattnet tas om hand separat medan fekalier och urinen kan behandlas på en rad olika sätt. Urinen sorteras vanligen ut och kan användas som gödningsmedel. I tempererade klimat är det vanligt att fekalier stabiliseras genom kompostering. Komposten kan sedan användas till jordförbättringsmedel. I varmare och torrare klimat är det också möjligt att torka fekalier och använda sig av dessa till gödning. Kompostering ger slutprodukten en humusliknande karaktär till skillnad från torkade fekalier (Winblad m.fl., 1998; Palm m.fl., 2002).

Mulltoaletter liknar de urinsorterande torrtoaletterna, men skiljer sig genom att fekalier och urin inte skiljs åt. För att använda dessa korrekt behöver inte användarna ändra beteende och slutprodukten är mer eller mindre färdigbehandlad kompost, användbar som gödningsmedel. Mulltoaletter kan medföra en rad problem, bland annat flugor, myggor och kackerlackor på

grund av hög fukthalt. För att motverka problemen används ofta strömedel, t.ex. aska eller jord. Många gånger blir man tvungen att tömma hela kompostbehållaren om komposteringsprocessen inte fungerar. Det är ett smutsigt och otrevligt jobb. Om man blandar fekalier och urin går dessutom en stor del av kvävet förlorat i form av ammoniak.

Allmänt om avloppsvattenutsläpp

Orenat kommunalt och industriellt avloppsvatten utgör en hälsorisk för allmänheten och är en källa till negativ miljöpåverkan genom dess påverkan på de kemiska och biologiska förhållandena i recipienten, samt ger upphov till obehagliga dofter och försämrad kvalitet hos mottagande vatten.

Miljöpåverkan

Avloppsvattnets innehåll av suspenderade ämnen kan ge upphov till slamavlagringar och anaeroba förhållanden i närheten av utsläppsplatsen (Tchobanoglous & Burton, 1991). Det kan påverka bottenstrukturen och leda till en oönskad uppgrundning vilket kan påverka fiskens lekmöjligheter. Dessutom kan de anaeroba förhållanden som uppstår helt hindra utvecklingen av rom och leda till att fosfor frigörs ur bottenlammet. Den anaeroba nedbrytningen medför också en gasutveckling som kan få slammet att flyta upp till ytan i form av oestetiska kokor (Rennerfelt, 2000). En av gaserna som bildas är metan, vilken är en kraftig växthusgas.

Orsaker till sjukdom och fiskdöd är övergödning, förändrade pH-förhållanden samt spridning av patogena virus och bakterier med avloppsvattnet. Fiskar kan drabbas direkt eller genom att ett led längre ned i näringskedjan slås ut (Hammer, 2001). Eftersom människan också äter fisk finns det anledning att oroa sig för individens långsiktiga hälsa.

Avloppsvattnets höga innehåll av näringsämnen kan leda till eutrofiering av recipienten. Kväve och fosfor härrör, förutom ifrån avloppsvatten, från läckage och erosion från skogs- och jordbruksmark samt atmosfäriskt nedfall av kväve (Rennerfelt, 2000). De stora mängder växtsubstans som bildas blir föda för högre organismer eller dör och bryts ned av svampar och bakterier. Vid nedbrytningen förbrukas stora mängder syre (sekundär syreförbrukning) vilket kan leda till allvarlig syrebrist och döda bottnar på djupare stillastående vatten.

Teoretiskt kan 1 g fosfor ge upphov till en förbrukning av 140 g syre baserat på algsubbstansens genomsnittliga sammansättning (Rennerfelt, 2000). Således motsvarar 1 g fosfor per liter ett BOD på 140 mg/l.

I de fall avloppssystemet är gemensamt med dagvattensystemet kan avloppsvattnet även innehålla organisk substans, mineraloljor kväve- och fosforföreningar samt tungmetaller härrörande ifrån vatten som sköljs ned i dagvattenbrunnar med regnvatten och annat vatten. Vid regn ökar dessa utsläpp kraftigt (Rennerfelt, 2000).

Smittspridning

Utsläpp av orenat avloppsvatten kan sänka vattnets användarvärde för tvätt-, hygien- och konsumtionssyfte likväl som för bad, fiske- och andra vattenaktiviteter. Ytvatten kan innehålla ett stort antal mikroorganismer och enligt WHO är den direkta kontakten med kontaminerat vatten av större betydelse för smittspridning än den direkta kontakten med sjuka djur (Stenström, 1996). Enligt Stenström (1996) är råvatten roten till många vattenrelaterade

hälsoproblem i Europa idag. Det finns ingen anledning att tro att problemen skulle vara mindre i andra delar av världen. Recipientens värde som vattentäkt minskar och kan helt gå förlorat då utsläppen medför en risk för kontaminering med patogener.

Fria virus (icke partikelbundna) transporteras lätt långa sträckor utan att inaktiveras, till skillnad från bakterier vars storlek och positiva laddning gör att de lätt adsorberas till de negativt laddade markpartiklarna. Studier har visat att både bakterier och virus snabbt transporteras längre sträckor i lerjordar, vilket kan förklaras med transport i makroporer. Parasiter infiltrerar sämre i mark på grund av sin storlek och utgör ingen risk för grundvattenförorening. Ett undantag är vid förekomsten av kommuniserande makroporer, vilket är vanligt i lerjord (Carlander, 2002).

En del bakteriestammar bildar under svåra förhållanden mycket tåliga sporer för att överleva. Vid gynnsamma förhållanden kan flertalet patogena bakterier föröka sig i miljön. Denna förmåga har inte virus och parasiter utan de är beroende av en värd eller en mellanvärd vilken kan vara antingen en människa eller ett djur. Många protozoer kan bilda stabila cystor vilka kan överleva långa perioder utanför värdorganismen, speciellt i kallare vatten (Hammer, 2001).

Infektionsdosen är avgörande för om exponering leder till ett sjukdomsutbrott eller ej. Utav virus och protozoer kan det räcka med endast 1 till 20 organismer. För att bakterier skall orsaka sjukdom kan det krävas allt mellan 100 och 1 000 000 000 bakterier, beroende på organism och individens tolerans. Toleransen är ofta högre hos de människor som levt under sämre sanitära förhållanden och hela sitt liv har utsatts för en mängd patogener. Infektioner som i Europa kan skapa akuta epidemier bland befolkningen kan ibland befolkningar som levt under sämre sanitära förhållanden passera med endast ett fåtal kliniska symptom hos en mindre del av individerna (Stenström, 1996).

WHO rekommenderar att mängden fekala koliformer i behandlat avloppsvatten som används till bevattning är lägre än 10 000 per liter och att det ej innehåller fler än ett parasitägg per liter vatten på grund av den höga infektionsrisken vid förekomsten av parasiter (Sasse, 1998).

Patogenerna i avloppsvattnet kan spridas och tas upp av andra individer antingen genom direkt kontakt mellan personer, förorenad mat, förorenad utrustning, inhalering av damm, aerosoler och droppar eller med olika vektorer. Vektorer är djur som mekaniskt eller biologiskt överför smittan. Exempel på vanliga vektorer är insekter, gnagare och fåglar. Det sätt mikroorganismerna lättast tar sig in i kroppen är genom mun, näsa och slemhinnor (Carlander, 2002). En del, främst tropiska, sjukdomar kan dock smitta direkt genom huden. Detta gäller speciellt parasiter.

Enligt WHO gäller att:

”omgivningsmässiga hälsoproblem inte enbart är relaterade till förekomsten av en enstaka spridningsväg, utan också till kulturella, fysikaliska och hydrologiska förhållanden, teknisk kunskap och den existerande hälsostatusen hos befolkningen. Orsakerna till exponering för vattenföroreningar skall beaktas parallellt med dessa faktorer och nära relateras till avloppsvatten och förorening av yt- och grundvatten” (Stenström, 1996).

Det är således viktigt att hålla god personlig hygien, att befolkningen är medveten och informeras om riskerna, att hålla insekter under kontroll, ha kontroll på livsmedelsproduktionen och besörja en god avfalls- och avloppshantering för att minimera smittriskerna. Vaccinering av befolkningen och säker hantering av avlidna bidrar också till att höja hälsonivån (Stenström, 1996; Hammer, 2001).

Avloppshantering i Sydamerika

I flera latinamerikanska länder har man sedan många år tillbaka använt sig av en modifierad variant av den vietnamesiska urinsorterande tvåkammartoaletten. I Latinamerika går den under många olika beteckningar. Där dessa har introducerats på ett genomtänkt sätt med information och handledning till användarna har den oftast fungerat bra och i de allra flesta fall anses den vara både enklare och mer hygienisk än latriner (Añorve, pers; Esrey, 2001a;b; CENCA, 2002).

I Peru har den icke statliga organisationen CENCA introducerat en urinsorterande torrtoalett i en av de fattigaste förorterna till Lima. Denna är baserad på den toalett som marknadsförs av Cesar Añorve i Mexico. Erfarenheterna ifrån Lima är många och lärorika både avseende tekniska, kulturella, sociala och ekonomiska aspekter. Dessa finns summerade i en bok om projektet (CENCA, 2002).

Det statliga organet FONCODES har ett nationellt program som stöder konstruktionen av urinsorterande torrtoaletter där konstruktionen av latriner inte är möjlig: på berggrund, översvämningsutsatt mark och där grundvattnet riskerar att kontamineras. I San Martín hade man i maj 2003 konstruerat 66 urinsorterande torrtoaletter. Huvuddelen av dessa konstruerades på skolor eller andra allmänna platser för att fungera som exempel. FONCODES har också ett program för att utbilda lokala informatörer och sakkunniga (Vilchez Campos, pers). Tyvärr har dessa initiativ inte haft de resultat som eftersträvats på vissa platser. På flera platser har befolkningen inte informerats ordentligt om användning och skötsel av toaletterna. Det har lett till att de använts på ett felaktigt sätt varefter de övergivits eller använts till något helt annat än toalett.

Förhoppningsvis kommer FONCODES program ge bättre gensvar i framtiden. Enligt egna utvärderingar har de brustit i informationen till användarna. Detta visar hur viktigt det är att införandet av lokal behandling av avloppet är väl förankrat hos och accepterat av användarna.

Peruanska normen

I Peru har SUNASS (Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento) gett ut normen "S-90 avloppsreningsverk" i vilken de ger riktlinjer för hur projekteringen av en avloppsreningsanläggning skall gå till, vilka designvärden som skall användas samt vilka teknologier som bör prioriteras. De viktigaste punkterna i denna norm som rör denna studie summeras i följande punkter:

- Riktlinjer för delmoment som skall ingå i en förstudie
 - o Karakterisering av avloppsvattnet
 - o Grundläggande information
 - o Bestämning av nuvarande och framtida flöden
 - o Val av reningsmetod
 - o Fördimensionering av reningsmetod
 - o Bedömning av miljökonsekvenser och sårbarhet vid katastrofer
 - o Teknisk-ekonomisk utvärdering och val av den fördelaktigaste metoden
- Riktlinjer för provtagning
- Riktlinjer för val av reningsmetod

- Extensiva metoder såsom konstgjorda dammar och våtmarker prioriteras framför aktiv slam och biobäddar om det inte är ekonomiskt oförsvarbart att göra detta.
- Dimensioneringsparametrar för alla tidigare nämnda reningsmetoder.

MATERIAL OCH METOD

Studien utfördes i byn Picota mellan april och augusti 2003. Mätningar av flödet och provtagning på avloppsvattnet påbörjades först den 28 juni på grund av att floden fram till detta datum täckte avloppsrörets mynning och inga lämpliga brunnar för provtagning och mätning fanns. Under tiden dessförinnan samlades bakgrundsdata i form av temperatur, nederbördsmängder, befolkningsstatistik och dricksvattenförsörjning in. Förutsättningarna och kostnaderna för lokalt omhändertagande undersöktes också.

Intervjuer

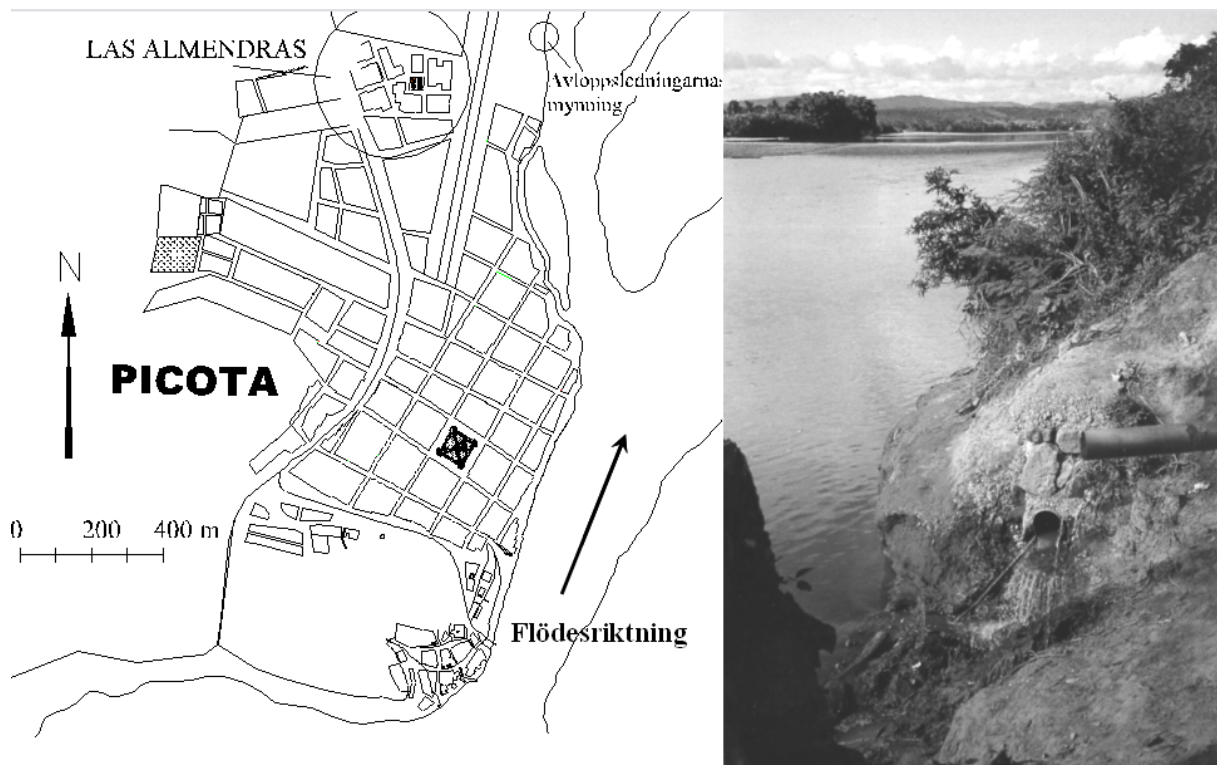
För att bilda en uppfattning om levnadsvillkoren för de befolkningsgrupper som saknar anslutning till det kommunala avloppsledningsnätet samt deras vanor och attityder beträffande sanitetsfrågor genomfördes intervjuer med ett antal slumpmässigt utvalda familjer som inte hade tillgång till avlopp. Frågorna berörde familjeförhållanden, utbildningsnivå, arbets- och sanitära förhållanden samt toalettvanor. Dessutom beskrevs ett system med lokalt omhändertagande för familjerna för att kunna ställa frågor rörande deras vilja och önskan att skaffa och sköta ett sådant system.

Bestämning av flöden och mätning av avloppsvattnets sammansättning

För att avgöra vilka reningsmetoder som är bäst lämpade att använda sig av i Picota, samt för att samla ingångsdata för dimensionering, bestämdes flöden och föroreningshalter i avloppsvattnet genom mätningar på plats.

Provtagningen skedde för hand med en avskuren 1,5 liters PET-flaska. Dygnsprover sammanställdes genom att ta ut delprovolymer som efter lätt omrörning mättes upp med en 20 milliliters spruta och hölldes i en annan 1,5 liters PET-flaska ur vilken 500 ml prov togs ifrån ett dygns uppsamling av delprover.

Beskrivning av provtagningsplatsen



Figur 3. Mynningarna för avloppsledningarna samt dess placering i förhållande till Picota

Avloppssystemet mynnar i floden Huallaga strax norr om byn, ungefär 200 meter ifrån närmsta bostad. Mellan floden och den före detta flygplatsen på västra sidan floden finns en översvämningsutsatt mark som är ungefär 100 meter bred och sträcker sig ca 800 meter norrut. Denna används idag som betesmark eftersom översvämningsarna försvårar annan användning. Flodens strömningsriktning är från syd till norr (figur 3).

Det finns idag två avloppssystem, varav det ena är mycket litet och endast betjänar bostadsområdet Las Almendras och närliggande gator (figur 3). Detta består av en 150 millimeters plastledning vilken mynnar ungefär en halvmeter under omgivande marknivå (det övre röret i figur 3 & figur 4). Huvudnätet består av en 300 millimeters ledning av plast vilken mynnar ungefär två och en halv meter under omgivande marknivå (nedre rör i figur 3 & figur 4). Under en stor del av året täcks detta rör av floden. Endast under de nederbördsfattiga sommarmånaderna (juli, augusti, september) sjunker vattennivån så pass mycket att provtagning är möjlig. Även under denna period stiger vattennivån snabbt under intensiva regn. Utloppet täcks då på nytt.

Flöde

Flödet i avloppssystemet bestämdes genom att mäta tiden det tog att fylla en trälåda placerad i floden strax framför avloppssystemets mynning (figur 4). Lådans volym var 41 liter. Avloppsvattnet leddes fram till lådan genom en 1 meter lång kanal, också denna av trä. Lådan och kanalen tillverkades av en lokal hantverkare i byn.



Figur 4. Trållådan och kanalen som användes för flödesmätning vid ett tillfälle med medelhögt flöde.

Regnvattnets inverkan på flödet var svårbestämt på grund av att vattennivån i floden steg och täckte avloppsmynningen vid regn. Endast strax efter att ett regn inletts var det möjligt att uppskatta dess inverkan visuellt. Därefter steg vattenytan i floden snabbt och täckte avloppsmynningen i flera dagar. Att mäta flödet vid dessa tillfällen var omöjligt eftersom lådans volym var för liten för de flöden det då handlade om.

BOD

BOD₅ mättes vid fem olika tillfällen.

Vid fyra av dessa togs dygnsprov bestående av ett delprov uttaget varje timme mellan klockan 6.00 och 23.00. Delprovets volymer var proportionella mot flödet. Klockan 23.00 togs en något större provvolym för att täcka in den volym som uppskattats mellan klockan 23.00 och klockan 2.00. Detsamma skedde klockan 6.00 för att täcka in den volym vatten som passerat under morgontimmarna mellan klockan 2.00 och 6.00. Vid denna tidpunkt var vattnet i princip fritt från föroreningar och flödet var extremt lågt.

Vid ett tillfälle togs ett punktprov (klockan 8.00) på vilket BOD₅ bestämdes. Detta är ej inkluderat i beräkningarna av medelvärde på BOD₅.

Proverna förvarades i en kylbox med is i fält under cirka sex timmar och i kylskåp maximalt 18 timmar innan de skickades med bil till Tarapoto, en resa som tar två timmar. De var under resan placerade i samma kylbox som under provtagningen. I Tarapoto påbörjades inkuberingen inom sex timmar. Trots att tiden mellan provtagning och inkubering inte var högre än 26 timmar kan temperaturen under förvaringen av provet ha påverkat mätvärdet. Förhållandena under vilka proverna tagits och förvarats var mycket extrema genom att omgivningens snittemperatur dagtid var mellan 30 och 35 grader och mellan 25 och 30 grader under morgon- och kvällstimmarna. Detta medförde att isen i kylboxen snabbt smälte.

Sex stycken 300 ml BOD flaskor inkuberades i ett vattenbad med konstant temperatur på 20°C. Näringsbuffer och ymp tillsattes proverna för att säkerställa att nedbrytningen av det organiska materialet skedde tillfredställande. Ympen togs från Picotas avlopp och näringsbuffern framställdes från näringsbufferkuddar (Hach, USA) och destillerat vatten. Vid varje bestämning användes en BOD flaska till att bestämma syrehalten vid inkubationsperiodens början. Till en flaska tillsattes endast destillerat vatten och ymp. Denna användes som blank. Till de resterande fyra tillsattes både ymp och avloppsvatten. Dessa användes för bestämningen av BOD₅ i provvattnet.

Syrehalten bestämdes med hjälp av Hach syremätningsskit 1461-00 med mätområde 0,2-20 mg/l (Hach, USA). Tillsatser av reagens skedde direkt i BOD flaskorna.

Suspenderad substans (SS) och dess glödningsrest

För att bestämma SS och dess glödningsrest användes vatten från samma prov som till BOD-bestämningen. Svensk Standard SS 02 81 12 utgåva 3 följdes. Filter av typen Pall A/E med en nominell porvidd på 1,0 µm användes. Vågens mätnoggrannhet var ±0,5 mg. Filter och aluminiumfat vägdes tillsammans för att inte behöva hantera filtret separat. Torkning och vägning skedde på förmiddagen dagen efter att filtreringen utförts. Däremellan förvarades de fuktiga filtren i ett frysack. Torkning utfördes vid 105°C i 2 timmar och glödning vid 550°C i 1 timma.

Prover från provtagningarna den 10, 16, 21 samt 22 juli analyserades.

Sedimenterbart material

Koncentrationen sedimenterbart material bestämdes direkt vid provtagningstillfället vid 47 olika tillfällen i en 1 liters Imhoff kon som gav koncentrationen i ml/l. Proverna hälldes i konen och fick därefter sedimentera under 45 minuter. Tratten vreds sedan mjukt för att material som sedimenterat på väggarna skulle falla ned. Därefter fick provet stå i ytterligare 15 minuter innan koncentrationen lästes av (Hach1, www).

Temperatur och pH

Temperatur och pH bestämdes med en bärbar pH-meter med inbyggd termometer (Hannah, 8721. pH: +/- 0,01 temp: +/- 0,1) direkt vid mättillfället under tre dagar. Sammanlagt mättes dessa vid 13 tillfällen.

Ammonium

Prover för bestämning av ammoniumhalt togs simultant med BOD proverna. Dessa konserverades med svavelsyra vid pH<2 och förvarades mörkt och svalt i den mån det var möjligt fram till mättillfället.

Ammoniumhalten bestämdes med Hach's metod nr. 8038 (Hach2, www) i spektrofotometer (Jenway Ltd, 6100) vid 425 nm efter neutralisering med 10% K₂OH.

Instruktionen följdes med undantag för provvolymerna som var 10 ml istället för indikerade 25 ml och använda reagensmängder som var två droppar mineral stabilizer, två droppar polyvinyl alkohol samt 0,5 ml Nesslers reagens istället för tre + tre droppar och 1 ml Nesslers reagens. Dessa mängder användes eftersom laboratoriet där proverna analyserades endast

hade 10 ml provrör att tillgå. Proverna mättes direkt efter tillredning för att undvika ammoniakavgång.

Som standardlösning användes en ammoniumlösning som tillverkats från koncentrerad ammonium. Denna späddes 1000 gånger med destillerat vatten. Koncentrationen på den tillverkade standarden bestämdes på ett laboratorium i Lima till 61,4 mg/l N-NH₃⁺.

Markundersökning

För att bedöma vilken påverkan en eventuell reningsanläggning skulle kunna ha på mark och grundvatten grävdes två gropar inom området som var aktuellt för konstruktion av en eventuell reningsanläggning. Dessa valdes utifrån tidigare studier vilka indikerade att olika marktyper finns inom området (Moncada, 1971;2000). Groparna grävdes för hand med hacka, spade och ett speciellt stolpgrävarredskap till det djup där ett vattenförande sandlager påträffades. Detta befann sig på 2,40 respektive 2,20 meters djup under marknivån i de två groparna. Sandens konsistens omöjliggjorde vidare grävning. De olika jordlagrens utsträckning i djupled och karakteriserande drag, såsom fuktighet och struktur, noterades. Dessutom togs ett jordprov från varje påträffat lager för att utföra en kornstorleksanalys på de viktigaste lagren vid ett marklaboratorium i Tarapoto.

Tidigare studier

För att få en heltäckande bild över rådande markförhållanden i området, samt som utgångspunkt för val av tidigare nämnda provtagningsplatser, användes tidigare studier. Dels användes en studie över Huallaga central med klassificering och karakterisering av typjordarna (Moncada, 1971) samt en studie av jordarna på risodlingarna Santa Rosa och Martha Luz vilka befinner sig i direkt anslutning till den mark som är aktuell för anläggning av avloppsreningsanläggning (Moncada, 2000). Studien över Huallaga central (1971) visade att stor del av marken i Picota består av alluviala leror med mycket högt lerinnehåll och mycket låg permeabilitet. Den visade också att i norra delen av terrängen i anslutning till avloppsmynningen ökar inslaget sand betydligt i marken. De två senare studierna (2000) visade att marken på risodlingen direkt norr om den aktuella terrängen har betydligt högre permeabilitet och stort inslag av sand (runt 50%). Dessa studier innehöll också temperatur och nederbördsdata ifrån Picota.

Kostnadskalkyl för rening i ett centralt avloppsreningsverk (ARV)

Som grund för beräkning av investeringskostnaderna för de två reningsmetoder som bedömdes mest lämpade under rådande förhållanden i Picota dimensionerades anläggningar för bägge reningsmetoderna. I var och ett av fallen gjordes två olika budgetar där varje ARV-storlek hade kapacitet att behandla en viss befolkningens mängd avloppsvattenproduktion. Detta gjordes för att kunna jämföra anläggningsstorlekens inverkan på kostnaden. De dimensionerande befolkningens storlekarna var 7500 personer (ARV1) respektive 3000 personer (ARV2). De två behandlingsmetoderna var en serie biodammar respektive en artificiell våtmark i kombination med biodammar.

Detta gav vid jämförelsen följande alternativa lösningar:

- ARV1: artificiell våtmark för 7500 personer
- ARV1: biodammar för 7500 personer
- ARV2: artificiell våtmark för 3000 personer
- ARV2: biodammar för 3000 personer

Vid jämförelsen mellan anläggningarnas investeringskostnader togs hänsyn till de ingående delarnas avskrivningstid, t , genom beräkning av årskostnaden, K_a , med ekvation 1 (Sasse, 1998).

$$K_a = \sum K_t \times \frac{(1+r)^t \times r}{(1+r)^t - 1} + U_a - B_a \quad \text{ekvation 1}$$

Årskostnaden är summan av annuiteterna för alla ingående delar samt årliga utgifter, U_a , minus årliga besparingar, B_a . I ekvation 1 står K_t för delkostnaden med avskrivningstiden t på 20, 10 eller 6 år. Den använda räntesatsen är r .

Räntan sattes till 15% i samtliga scenarier. Denna räntesats är inget bestämt värde utan har avsiktligt valts högt eftersom avskrivningstidens inflytande syns tydligare vid högre räntor. Räntan påverkar i allra högsta grad annuiteten.

Meningen med kostnadskalkylen var att jämföra olika alternativa behandlingsmetoder, inte att bestämma de faktiska årskostnaderna. Den beräknade årskostnaden får därför inte användas till annat än att jämföra de olika anläggningarna. Den faktiska årskostnaden vid genomförandet av ett projekt beror starkt på vilken räntesats som krävs på kapitalet till projektet.

Kostnaderna för utbyggnad av avloppsledningssystemet i staden ingår inte i kostnadskalkylen. Utbyggnaden av avloppsledningssystemet medräknades inte på grund av att ingen karta över aktuell dragning gick att frambringa vilket omöjliggjorde en meningsfull projektering av ett utökat system.

Vid jämförelse mellan de olika anläggningarna har därefter investeringen dividerats med totala antalet betjänade personer för att få en jämförbar siffra i kostnad per person.

Kostnadskalkyl för lokalt omhändertagande (TORR)

För att kunna jämföra lokalt omhändertagande av toalett och BDT-vatten med utbyggnad av det kommunala nätet och rening i en central reningsanläggning undersöktes kostnaden för ett system med lokalt omhändertagande baserat på produkternas priser på den lokala marknaden. Utformningen av detta system bygger till stora delar på mexikanska och andra sydamerikanska förebilder (Añorve, pers; Esrey m.fl., 2001a;b; CENCA, 2002).

Även här vägdes delarnas avskrivningstid in genom att använda ekvation 1. I beräkningen ingår vattenbesparingen som användandet av torrtoaletter medför (B_a).

Kostnader för handledning och utbildning av befolkningen behandlades på två olika sätt. Introduktionsåret räknades med en högre kostnad som inkluderades i den totala annuiteten som en engångskostnad med 20 års avskrivningstid eftersom denna kan liknas vid en engångsutgift likt investeringarna med lång livslängd. Från år två och framåt räknades dessa som en lägre årligen återkommande utgift (U_a).

Ekonomisk jämförelse mellan systemen

Vid jämförelsen mellan systemen med ARV och lokal behandling lades kostnaden för installation av vattenklosetter och anslutning till det kommunala nätet till investeringskostnaden för ett ARV. Till denna kostnad adderades kostnaden för installation av källsorterande toaletter hos resterande befolkning i respektive ARV för två olika totala befolkningsstorlekar. Detta gjordes eftersom utgångspunkten var att alla scenarier skall tillfredställa de grundläggande sanitära behoven för hela befolkningen.

Den ekonomiska nyttan från utnyttjandet av återvunna näringsämnen och jordförbättringsmedel inkluderades inte i jämförelsen, då effekten är svårbedömd.

Genom att kombinera de olika reningsverksalternativ som dimensionerats med olika storlekar på lokal behandling för de två befolkningsstorlekarna 5000 och 7500 personer jämfördes följande scenarier:

- ARV1: artificiell våtmark – 7500 personer
- ARV1: biodammar – 7500 personer
- ARV2: artificiell våtmark – 7500 personer (ARV2 för 3000, TORR för 4500)
- ARV2: artificiell våtmark – 5000 personer (ARV2 för 3000, TORR för 2000)
- ARV2: biodammar – 7500 personer (ARV2 för 3000, TORR för 4500)
- ARV2: biodammar – 5000 personer (ARV2 för 3000, TORR för 2000)
- TORR: lokalt omhändertagande för 7500 personer
- TORR: lokalt omhändertagande för 5000 personer

Den totala årskostnaden för varje scenario dividerades med antalet personer i respektive scenario (7500 eller 5000) för att få en jämförbar kostnad.

Totalt jämfördes tre olika kostnader:

Årskostnaden för myndigheter och andra betalande organisaioner.

Årskostnaden för befolkningen

Totala årskostnaden

Den totala årskostnaden representerar den samhällsekonomiska kostnaden eftersom den är summan av de två övriga.

RESULTAT

Intervjuer

Totalt intervjuades tio familjer i nio hushåll med ett genomsnitt på 5,3 personer per familj. Storleken hos de enskilda familjerna varierade mellan två och 13 personer. Sju av de intervjuade var kvinnor och fyra män. En orsak till snedfördelningen var att männen arbetade medan många kvinnor var i hemmet och skötte hushållssysslorna då intervjuerna genomfördes. I åtta av hushållen var familjen självförsörjande jordbrukare vars inkomst kom ifrån det överskott de lyckades sälja på den lokala marknaden samt tillfälliga dagsverken i Picota. I det nionde hushållet bodde två familjer vilka försörjde sig med hjälp av ett bageri, en mindre butik samt att köra motorcykeltaxi.

I Peru är skolan indelad i primär och sekundär. Den primära skolan är sex årskurser och den sekundära är fem årskurser lång. Därefter finns möjlighet att fortsätta med högre utbildning på egen bekostnad. De flesta av barnen i skolför ålder i de intervjuade familjerna gick i skolan

medan de yngre barnen hjälpte föräldrarna med jordbruket. En av de intervjuade familjerna hade dock inte råd att skicka barnen till skolan efter den primära skolan. De hjälpte istället till i jordbruket. Två av familjerna hade barn vilka fortsatt med högre studier. I en familj var detta möjligt tack vare ett stipendium och i den andra skedde det på egen bekostnad.

Hushållen hade avsiktligt valts bland dem som inte var anslutna till det kommunala avloppet. Av dessa hade sju familjer ingen fysisk möjlighet att ansluta sig. Resterande hade inte anslutit sig av ekonomiska skäl. Fyra hushåll hade fysisk möjlighet att ansluta sig till dricksvattnenätet, men endast ett var anslutet. De tre övriga hade inte ekonomiska möjligheter att ansluta sig och hämtade sitt dricksvatten från floden. Övriga fem hushåll hade ingen fysisk möjlighet att ansluta sig. Tre av dessa hämtade sitt vatten hos anslutna släktingar eller grannar i Picota. En familj hämtade oftast vatten hos grannen men blev ibland tvungen att hämta från floden.

Hushållet med dricksvattenanslutning använde sig av en vattenklosett kopplad till en egenhändigt byggd septisk tank eftersom inget kommunalt avlopp fanns i området. Fem av hushållen använde sig av grävda latriner. Tre av hushållen saknade helt toalett. I ett av dessa gick de hem till mannens familj som bodde nära och hade anslutning till avloppsnetet. Ett hushåll hade inte haft tid och råd att bygga en toalett ännu eftersom de endast bott på platsen i två veckor. De hade dock möjlighet att ansluta sig till det kommunala avloppet. Det tredje hushållet hade varken fysiska eller ekonomiska möjligheter att bygga en toalett eftersom kommunalt avlopp ej fanns i närheten och marken bestod av berggrund. De sistnämnda två familjerna utträttade sina behov där de kunde.

På frågan om de skulle vara intresserade av att själva bidra med arbete och betala för att få en torrtoalett var samtliga positiva. De familjer som hade möjlighet att ansluta sig till det kommunala avloppsnetet skulle dock föredra en vattenklosett.

Befolkningsutveckling

INEI (Instituto Nacional de Estadística e Informática, Nationella Statistik och Informatik Institutet) gör regelbundet uppskattningar över befolkningsmängden. År 1993 hölls en folkräkning och åren 1979, 1984, 1989, 1992, 1993, 1995, 1997 samt 2001 hölls val. Eftersom det är obligatoriskt att rösta i Peru har antalet röstberättigade satts i relation till befolkningen och använts för att uppskatta befolkningen bakåt i tiden till år 1979. Dessa siffror redovisas i tabell 1. År 1999 utfördes en folkräkning i Picota, både i staden och på landsbygden. Befolkningsfördelningen mellan staden och i hela distriktet har tagits från den folkräkningen.

Det totala antalet personer i staden Picota år 2003 uppskattades till cirka 5000.

För att bestämma antal personer per hushåll delades det uppskattade totala antalet invånare år 2003, som var ca 5000, med antalet hushåll, som i april 2003 var 1021 stycken (Arevalo Tananta, pers) . Detta gav ett snitt på 4,9 personer per hushåll, vilket stämmer väl överens med snittet på 5,3 hos de intervjuade familjerna.

Tabell 1. De befolkningssiffror som legat till grund för uppskattningen av framtida befolkningsutveckling

År	Röstberättigade	Folkräkning INEI	Uppskattad INEI	Uppskattad från rösträtt	Folkräkning distrikt	Picota Stad
1979	1567			3056		
1984	2324			4532		
1989	3185			6211		
1990			6729			
1991			6978			
1992	3768		7228			
1993	3770	7477				
1994			7721			
1995	4137		7957			
1996			8193			
1997	4342		8429			
1998			8660			
1999			8869		8368	4866
2000			9053			
2001	4637		9203			
2002			9324			

Flöden

Dricksvattenflöden

År 2002 producerades i genomsnitt 24503 m³ vatten per månad (Arevalo Tananta, pers). Detta vatten försörjer inte bara Picota, utan också flera närliggande byar. Tillsammans använder dessa 30% av det producerade vattnet. Resterande 70% används i staden Picota (Arevalo Tananta, pers). Mängden distribuerat dricksvatten i staden Picota (D_{vatten}) är således 700 m³ per dag (Arevalo Tananta, pers). Distributionen är uppdelad på två perioder per dygn. I början av varje period töms en reservoar innehållande 350 m³ dricksvatten. Denna fylls därefter upp igen fram till nästa periods början. När tanken tömts finns inget vatten att tillgå för dem som inte har egna vattenreservoarer i bostaden.

I april 2003 var 730 hushåll anslutna till dricksvattennätet. Med ett snitt på 4,9 personer per hushåll medför detta att den betjänade befolkningen (bef) är ungefär 3600 personer. Av dessa hade 654 hushåll möjlighet att anslutna sig till avloppet. Det exakta antalet hushåll anslutna till avloppsnätet är inte känt.

Dricksvattenkonsumtionen per person (K_{pers}), inklusive förluster, beräknades enligt ekvation 2 till 195 l/(personxdag).

$$K_{pers} = \frac{D_{vatten}}{bef} \quad \text{ekvation 2}$$

Uppmätta avloppsvattenflöden

Beräkning av flödet (Q_{tot}) vid varje enskilt mättillfälle gjordes enligt ekvation 3. I denna tas hänsyn till det läckage som skedde från lådan i dess fogar samt i tömningsluckan ($V_{läckage}$) (figur 4 sid 24) under tiden (t) denna fylldes samt det vatten som inte nådde lådan på grund av läckage mellan kanalen och avloppsröret ($Q_{läckage}$).

$$Q_{tot} = \frac{V_{låda} + V_{läckage}}{t} + Q_{läckage} \quad \text{ekvation 3}$$

Läckaget i skarven mellan avloppsröret och kanalen ($Q_{läckage}$) gick ej att mäta, men observerades som konstant och oberoende av flöde. Läckaget uppskattades vara mellan 0,3-0,5 l/s. Variationen berodde på kanalens (figur 4 sid 24) placering vid varje enskilt mättillfälle och är baserat på skattning under mätning.

Läckaget från lådan ($V_{läckage}$) under tiden denna fylldes varierade mellan mättillfällena. Inflytandet på resultatet var större vid lågt flöde eftersom lådan då fylldes långsammare. Variationen berodde dels på att träet i lådan påverkades av fukten och dels på att springorna mellan brädorna i lådan och luckan sattes igen med sediment under mätningen.

Läckaget beräknades genom att åter fylla lådan efter tidtagningen och mäta tiden det tog för vattenytan att sjunka mellan olika nivåer med luckan stängd.

Den volym som lämnat lådan under perioden $t = 0 \rightarrow t$ fås teoretiskt genom att integrera punktflödet mellan tiden 0 och t (ekvation 4).

$$V_{läckage} = \int_0^t Q_p dt \quad \text{ekvation 4}$$

Mellan varje mätpunkt förlorades en bestämd volym. Volymändringen erhöles genom att multiplicera bottenarean med nivåskillnaden mellan mätpunkt 1 (h_1) och mätpunkt 2 (h_2) enligt ekvation 5.

$$\Delta V_{låda} = b \times l \times ((h_1) - (h_2)) \quad \text{ekvation 5}$$

Eftersom höjdförlusten var så liten antogs råda ett linjärt samband mellan flödet ut ur lådan och vattennivån inom mätområdet. Punktflödet (Q_p) i punkten $p = h_2 + (h_1 - h_2)/2$ var då lika med medelflödet mellan punkterna h_1 och h_2 , vilket kan beskrivas med ekvation 6.

$$Q_p = \frac{\Delta V_{låda}}{(t_2 - t_1)} = \frac{b \times l \times (h_1 - h_2)}{(t_2 - t_1)} \quad \text{ekvation 6}$$

Om förhållandet mellan flödet ut ur lådan och höjden antas vara linjärt råder ett konstant förhållande (k) mellan nivån för punkten p (h_p) och punktflödet (Q_p) enligt ekvation 7.

$$\frac{h_p}{Q_p} = \left(h_{2+} \frac{(h_1 - h_2)}{2} \right) \times \frac{(t_2 - t_1)}{b \times l \times (h_1 - h_2)} = k \quad \text{ekvation 7}$$

Flödet ut ur lådan är dock inte idealt. För att beräkna medelflödet ($\bar{Q}$) ut ur lådan under perioden $t = 0 \rightarrow t$ (ekvation 8) har därför ett medelvärde för konstanten, k , beräknats utifrån summan av delvärdena för varje mättillfälle dividerat med antalet delvärden (n) vilket sedan multiplicerats med multiplicerat med lådans totala höjd (h_{tot}). Detta medelflöde multiplicerat med tiden (t) ger den totala volym som gått förlorat i form av läckage från lådan under tiden, t (ekvation 9).

$$\bar{Q} = h_{tot} \times \frac{n}{\sum_0^n \frac{Q_p}{h_p}} \quad \text{ekvation 8}$$

$$V_{\text{läckage}} = h_{\text{tot}} \times \frac{n}{\sum_0^n \frac{Q_p}{h_p}} \times t \quad \text{ekvation 9}$$

$$\text{Ekvation 3 blir således } V_{\text{läckage}} = \frac{V_{\text{låda}} + h_{\text{tot}} \times \frac{n}{\sum_0^n \frac{Q_p}{h_p}} \times t}{t} \times V_{\text{läckage}} \quad \text{ekvation 10}$$

Med hjälp av ekvation 10 beräknades flödet vid varje enskilt mättillfälle i Excell[®]. De mätvärden som ligger till grund för beräkning av flödena återfinns i bilaga 1.

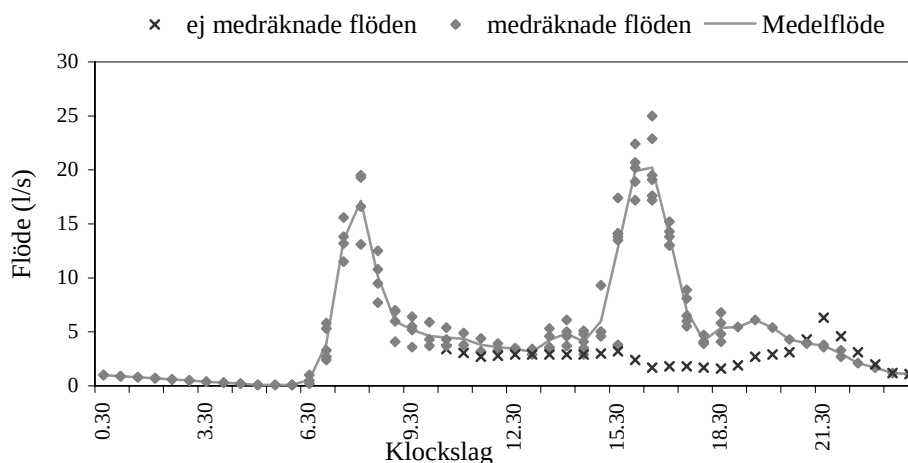
De beräknade flödena har sammanställts i tabell 2 där flödena är uppdelade i antal mättillfällen inom intervallen 0-5 l/s, 5-10 l/s, 10-15 l/s respektive mer än 15 l/s inom nio olika tidsperioder.

Tabell 2. Uppmätta värden indelade efter flöde och tidsperiod

Tid	Flöde			
	0 – 5 l/s	5 -10 l/s	10 - 15 l/s	Mer än 15 l/s
0.01 – 7.00	8			
7.01 – 8.30		4	7	5
8.31 – 10.00	3	11		
10.01 - 15.00	28 (4) ¹	4		
15.01 - 17.00	1 (3) ¹		10	19
17.01 - 18.00	7 (1) ¹	6		
18.01 - 0.00	17 (7) ¹	6 (2) ¹		

¹ Värdena inom parentes är uppmätta ej inkluderade i medelflödet.

Tabell 2 uppvisar ett tydligt mönster hos avloppsvattenflödet med en topp mellan klockan 7.00 och 8.30 på morgonen följt av ett relativt jämnt och lågt flöde fram till klockan 15.00 då en ny topp inträffar som varar fram till klockan 17.00. Detta syns ännu tydligare i figur 5 där flödena vid varje mätpunkt är utsatta vid den tidpunkt de uppmättes. Dessa flödestoppar, som varierade med vattendistributionen, inträffade cirka en och en halv till två timmar efter att vattnet började distribueras



Figur 5. Flöden som uppmätts vid olika tidpunkter på dygnet.

De låga mätvärden som uppmättes mellan klockan 15.00 och 17.00 vid ett tillfälle berodde på att dricksvattenförsörjningen var avstängd denna dag då service utfördes på reningsanläggningen. Alla mätvärden från denna dag har därför utelämnats vid beräkning av medelflödet.

Det uppmätta medelflödet per dygn beräknades till 406 m³/dag baserat på sex olika mättillfällen. Detta gav ett medelflöde på 16,9 m³/h

Maximala, $\hat{Q}$, respektive minimala, $\check{Q}$, dimensionerande timpunktflödet beräknades till 72,3 m³/h (20,1 l/s) respektive 4,0 m³/h (1,1 l/s) enligt ekvation 11 och ekvation 12 (Caballero Repullo m.fl., opubl.) där befolkningen är uttryckt i tusental.

$$\hat{Q}_{tim} = \frac{5}{befolkning^{(1/6)}} \times \bar{Q} \quad \text{ekvation 11}$$

$$\check{Q}_{tim} = \frac{befolkning^{(1/6)}}{5} \times \bar{Q} \quad \text{ekvation 12}$$

Regnvattens inverkan på flöde och föroreningsinnehåll

Regnvattnets inverkan på flödet i avloppssystemet kunde endast uppskattas vid två tillfällen på grund av att floden normalt stiger och täcker avloppet då det regnar. Vid ett av dessa tillfällen gjordes ett försök till mätning. Denna visade endast att flödet var högre än 50 l/s eftersom mätutrustningen inte var dimensionerad för så höga flöden.

Vattennivån vid dessa tillfällen nådde över halva avloppsrörets diameter i mynningen, vilket kan jämföras med högsta nivån vid normalt flöde då vattennivån endast nådde knappt 1/3 av avloppsrörets höjd

Vid två tillfällen togs prover för att mäta sedimenterbart material. Dessa innehöll 30 respektive 40 ml/l vilket är mer än dubbelt så mycket sedimenterbart material som vid normalt högt flöde. Sedimenten bestod vid dessa tillfällen huvudsakligen av sand och lera till skillnad från under normala förhållanden då sedimenten till större andel bestod av tydligt urskiljbart organiskt material.

Avloppsvattnets sammansättning

De parametrar som bestämdes var BOD₅, suspenderad substans och dess glödrest, sedimenterbart material, pH, temperatur och ammonium.

BOD₅

BOD₅ bestämdes för varje provflaska för provdatumen 4/7, 10/7, 16/7 och 22/7 enligt ekvation 13 (Svensk standard SS-EN 1899-1) där V_{fl} är volymen på provflaskan och V_{prov} är volymen tillsatt prov.

$$BOD_x = \frac{V_{fl}}{V_{prov}} \times \left((O_{2start} - O_{2slut}) - \frac{(V_{fl} - V_{prov})}{V_{fl}} \times (O_{2start} - O_{2blank}) \right) \quad \text{ekvation 13}$$

Medelvärde från mättillfälle 1 inkluderades inte vid beräkning av medelvärdet för BOD₅ eftersom detta var ett punktprov. Vid detta mättillfälle användes 2 ml ymp men det sattes ingen blank. Syreförbrukningen för en fiktiv blank uppskattades genom att välja det värde som gav minst standardavvikelse vid beräkning av BOD₅ med ekvation 13. I en av flaskorna förbrukades allt syre under inkuberingen.

Vid mättillfälle 4 sattes ingen blank på grund av att ingen ymp och endast fem flaskor användes.

Reagensförbrukningen vid varje enskild bestämning återfinns i bilaga 2.

Beräknad BOD₅ i varje provflaska vid de olika mättillfällena redovisas i tabell 3.

Tabell 3. Enskilda provers beräknade BOD₅ värde(mg/l)

Flaska	Provdatum				
	28/6	4/7	10/7	16/7	22/7
1	Start	Start	Start	Start	Start
2	301¹	Blank	Blank	231	Blank
3	242	240	206	231	202
4	226	208	193	188	193
5	225	189	188	188	193
6	0 O ₂	189	188	Användes ej	189
Medel	231	207	194	210	194

¹ Värde från flask 2 vid mättillfälle 1 är en outlier.

Medel värdet för medelvärdena av mättillfälle två till fem i tabell 3 beräknades till 201 mg/l med ett medelvärde för standardavvikelsen på 16 mg/l

Suspenderad substans (SS) och dess glödningsrest

Totalt utfördes 21 prov för att bestämma suspenderad substans (SS). Först utfördes en taravägning (T_{fat}) av alla fat. I prov 13-21 vägdes därefter fat + filter före filtrering (F_f) efter ugn (E_U) samt efter muffel (E_M). På grund av problem vid vägningen utfördes ingen vägning av fat + filter före filtrering av prov 1-6 och efter ugnen för prov 7-12. Alla vikter samt provvolymen (V) går att finna i bilaga 3.

För beräkning av filtrens viktförlust (Δm) i muffelugnen filtrerades 3 filter i enlighet med standarden (SS 02 81 12-3). Dessa filtrerades dock med 150 ml kranvatten, inte destillerat vatten. Filtrens viktförlust beräknades enligt ekvation 14 till 1,82%

$$\Delta m = \frac{E_U - E_M}{E_U - T_{fat}} \quad \text{ekvation 14}$$

SS beräknades i alla prov enligt ekvation 15.

$$SS = \frac{E_U - T_{fat}}{V} \quad \text{ekvation 15}$$

Organiskt material (OM) beräknades enligt ekvation 16.

$$OM = \frac{E_U - E_M - \Delta m_{filter} \times (F_f - T_{fat})}{V} \quad \text{ekvation 16}$$

Eftersom prov 1-6 (10/7) inte vägdes före filtrering ersattes termen ($F_F - T_{fat}$) i ekvation 16 med medelvärdet för vikten på de filter som användes i prov 7-21 vid beräkningen av SS och OM i dessa prov. Dessa filters medelvikt var 0,130 gram.

Genom att göra detta introducerades ett fel i de beräknade värdena för SS och OM. Uppmätta enskilda filtervikter i prov 7-21 varierade mellan 0,127 – 0,139 gram. Av den anledningen uteslöts prov 1-6 vid beräkning av det totala medelvärdet.

Eftersom ingen vägning efter ugn utfördes på prov 7 till 12 (16/7) på grund av tekniska problem samt att hälften av filtren gick sönder vid filtreringen användes inte dessa värden vid beräkningen av det totala medelvärdet.

Medelvärdena för de fyra olika dygnsproverna samt det totala medelvärdet, i vilket den 16/7 ej medräknats, redovisas i tabell 4.

Tabell 4. Medelvärdena för suspenderad substans, organiskt material samt glödrest

Provtillfälle	enhet	SS	OM	Glödrest
10/7	(mg)	-	173 ¹	-
16/7	(mg)	-	90 ¹	-
22/7	(mg)	192	155	19%
21/7	(mg)	153	134	13%
Totalt	(mg)	173	145	16%

¹Värdet ifrån provtillfällena den 10/7 och 16/7 medräknades inte vid beräkningen av totala medelvärdet.

Noggrannheten för varje mätning (N) beräknades enligt ekvation 17 till ± 10 mg/l, där vågens noggrannhet (n_v) var $\pm 0,5$ mg och alla prov utom ett hade volymen 50 ml (v_p).

$$N = \frac{n_v}{v_p} \quad \text{ekvation 17}$$

Medelvärdet för SS var således 173 mg/l med 16 % glödrest och en standard avvikelse på 17 mg/l

Sedimenterbart material (SM)

Mätvärdena för det sedimenterbara materialet (SM) (tabell 5) visade på att dess koncentration är nära relaterat till variationerna i flödet under dagens gång (figur 6).

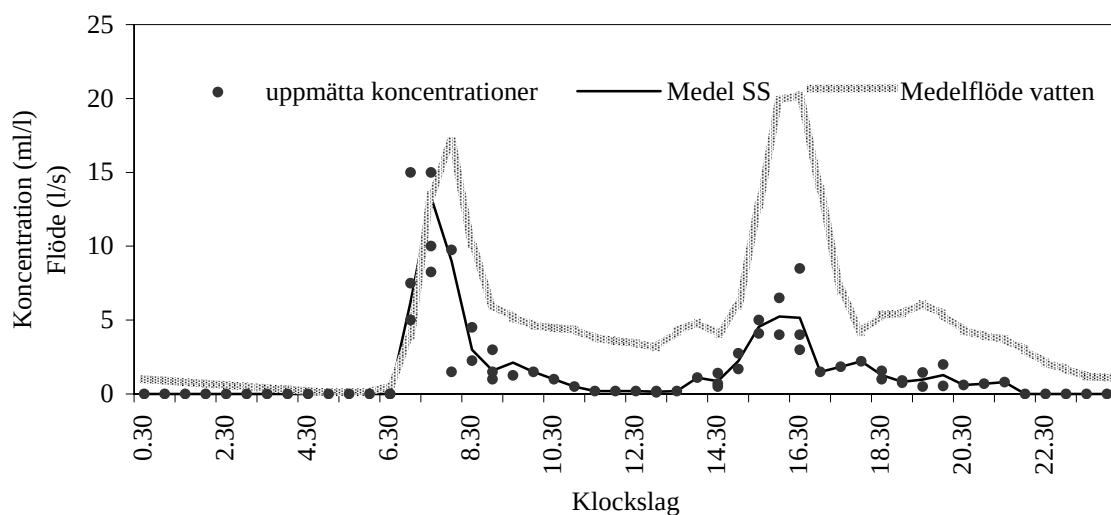
Tabell 5. Halterna sedimenterbart material fördelade i intervall under olika tidsperioder

	0-3 ml / l	3 - 7 ml/l	Mer än 7 ml/l
0.01 - 7.00	1		
7.01 - 8.30	1	2	4
8.31 - 15.00	14 (3) ¹		
15.01 - 17.00	1 (2) ¹	5	2
17.01 - 0.00	16 (4) ¹	(2) ¹	

¹ Värden uppmätta den 16/7 (inom parentes) har ej medräknats vid med beräkning av medelvärdet.

I figur 6 kan man urskilja två tydliga toppar hos koncentrationen av SM. Topparna inträffade samtidigt med maximala flödet.

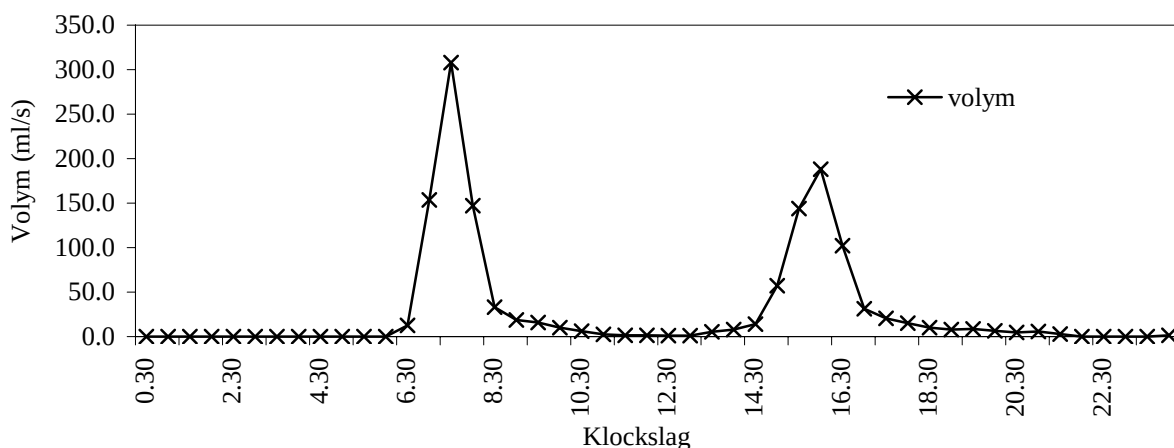
Antalet mätningar på kvällen var för få för att med säkerhet kunna bestämma flödet och mängderna SM. Det iaktogs att flödet gick ned efter klockan 17.30 för att sedan öka igen mellan 30 minuter och två timmar senare. Detta skedde vid samtliga tillfällen då observationer gjordes utom den 16/7 då ingen flödestopp inträffade på eftermiddagen eftersom service utfördes på dricksvattenverket. Ovanligt högt flöde uppmättes dock senare på kvällen samma dag vilket medförde en hög koncentration SM. Denna flödestopp antas vara vatten från rengöringen av dricksvattenverket. Detta är dock ej bekräftat. Av denna anledning har värdena från den 16/7 ej medräknats i medelvärdet.



Figur 6. Denna figur visar de koncentrationer sedimenterbart material som mätts upp vid olika tidpunkter på dygnet samt kurvan för medelkoncentrationen i jämförelse med kurvan för avloppsvattenflödet.

Även den iakttaga turbiditeten på avloppet följde ett liknande mönster, vilket indikerar att mängden suspenderad, och förmodligen också sedimenterbar, substans ökade vid samma tidpunkter. Turbiditeten mättes dock inte, utan iaktogs endast visuellt.

Distributionen av volymerna SM var liknande. Genom att multiplicera flödet med koncentrationen fås volymdistributionen över dygnet (figur 7).



Figur 7. Volymen sedimenterbart material distribuerat över dygnet.

Mellan topparna var vattnet i princip fritt från sedimenterbart material. En förklaring till detta tros vara att materialet sedimenterat i rörledningen vid lågt flöde för att sedan lyftas upp och föras med under flödestopparna.

Sammansättningen på det sedimenterbara materialet bedömdes utifrån observationer. Under normala förhållanden bestod detta nästan uteslutande av organiskt material. Mycket lite oorganiskt material observerades. Ett undantag var vid regn då halterna sedimenterbart material nådde värden på 30 – 40 ml/l under normala lågflödesperioder. Vid dessa tillfällen uppskattades sedimenten bestå huvudsakligen av oorganiskt material, såsom sand och lera (figur 8). Detta material tros ha sitt ursprung i olagliga anslutningar av innergårdsträningar och annat inläckage i avloppssystemet.



Figur 8. Till vänster syns volymen sediment vid normalt högt flöde. Till höger syns sedimenten vid ett regntillfälle.

Temperatur och pH

Temperatur och pH mättes vid 13 tillfällen. Temperaturen varierade mellan 22,6 och 27,2°C och pH mellan 6,70 och 7,49 (tabell 6).

De högsta temperaturerna sammanföll med tidpunkter med högt flöde. Temperaturen steg under dagens gång fram till och med flödestoppen på eftermiddagen. Därefter sjönk den på nytt.

De lägre temperaturerna sammanföll med lägre flöden. Den allra lägsta uppmätta temperaturen var hela 2,2°C lägre än den näst lägsta. Detta berodde dock på regnvattnets inflytande. Denna mätning utfördes när regnvatten som hamnat i avloppssystemet lämnade detsamma.

Avloppsvattnets medeltemperatur var under mätningarna 25,7°C. Detta var något högre än luftens normala medeltemperatur i Picota under juni och juli. Denna ligger på cirka 25°C.

Standardavvikelsen med alla mätvärden inkluderade var 1,3°C. Då mätvärdet från regntillfället räknats bort blev standardavvikelsen 1°C.

Tabell 6. Uppmätt temperatur och pH vid olika mättillfällen

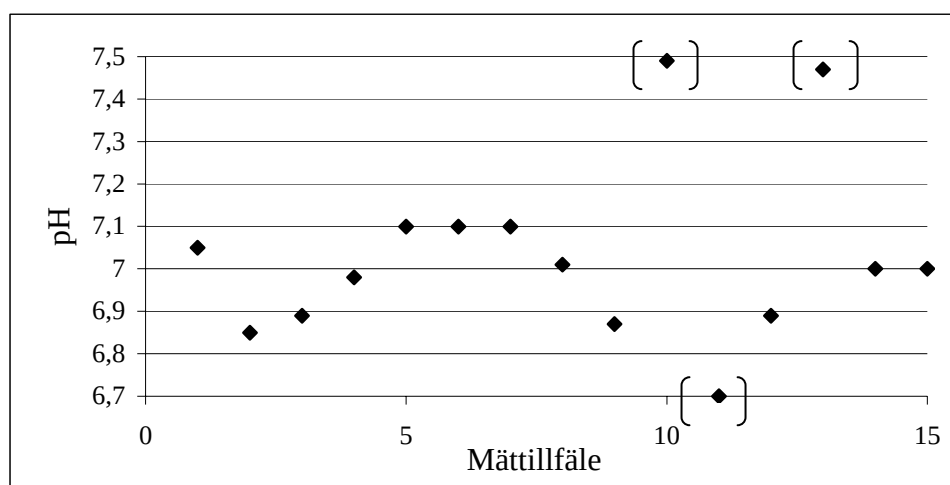
Datum	Klockan	Temp	pH	Anmärkning
28/6	7.05	25,0	7,05	Temperatur och pH mätt 30 min efter provtagning
	14.40	26,5	6,85	
	15.40	26,9	6,89	
	16.30	27,2	6,98	Temperatur och pH mätt 40 min efter provtagning
	18.40	25,3	7,10	Temperatur och pH mätt 30 min efter provtagning
29/6	10.50	22,6	7,01	Prov taget 1 timma efter störtskur. Mätning utförd 40 min efter provtagning
4/7	15.05	26,3	6,87	
	16.05	26,5	7,49 ¹	
	17.05	26,9	6,70 ¹	
	18.05	25,2	6,89	
	19.00	24,7	7,47 ¹	
	20.00	24,4	7,00	
	21.00	26,3	7,00	
Max		27,2	7,10 (7,49)	
Min		22,6	6,85 (6,70)	
Medel		25,7	7,02	

¹ Vid dessa tre mättillfällen uppstod problem med pH-metern. De exkluderades därför från medelvärdet

Även pH varierade mycket lite. Bortsett från 3 mättillfällen befann sig alla mätvärden inom intervallet 6,85-7,10 (tabell 6, figur 9)

Medel värdet för pH låg på 7,02. Standardavvikelsen med alla utom de två högsta och det lägsta mätvärdet inkluderade var 0,08. De två högsta räknades bort eftersom dessa är outliers. Det lägsta värdet har inte tagits med eftersom värdet ej var stabilt vid avläsningen på grund av problem med mätutrustningen.

Alla uppmätta pH-värden befinner sig på betryggande avstånd från värden vilka skulle kunna ha en negativ inverkan på den biologiska aktiviteten i olika reningsanläggningar.



Figur 9. Spridningen hos uppmätta pH-värden.

Ammonium

För bestämning av ammoniumhalten i avloppsvattnet användes de prover som tagits samtidigt som BOD proverna. Varje prov konserverades med svavelsyra, neutraliserades med kaliumhydroxid och späddes innan mätning med destillerat vatten. Provvolymer, spädning samt tillsatta volymer svavelsyra och kaliumhydroxid återfinns i bilaga 4.

En kalibreringslinje beräknades genom att mäta absorbanzen hos fyra ammoniumlösningar med kända koncentrationer. Dessa bereddes utifrån standardlösningen på 61,4 mg/l. En blank användes i alla mätningar, till vilken alla reagens tillsattes och mättes i spektrofotometern. Den uppmätta absorbanzen på referenslösningarna redovisas i bilaga 4.

Utifrån dessa mätvärden beräknades en kalibreringslinje med hjälp av linjär regression. Den erhållna linjen var: $Koncentration\ i\ kyvett(mg / l) = 4,09 \times abs + 0,075$

Därefter uppmättes absorbanzen för varje provlösning. Även dessa värden återfinns i bilaga 4.

Ammoniumkoncentrationen i kyvetterna (C_{pl}) beräknades med hjälp av kalibreringslinjen och omräknades till koncentrationen i provflaskorna (C_{prov}) före tillsats av syra och bas (tabell 7) enligt ekvation 18.

$$C_{prov} = \frac{C_{pl} \times v_{pl}}{sp \times \left(v_{pl} - \left(\frac{v_{pl}}{V_{TOT}} \times V_{H_2SO_4} + v_{K_2OH} \right) \right)} \quad \text{ekvation 18}$$

där v_{pl} står för volymen tillsatt prov i varje enskild mätning, V_{TOT} står för den totala ursprungliga provvolymen, sp står för spädningen i varje enskild mätning, $V_{H_2SO_4}$ står för volymen tillsatt svavelsyra till den ursprungliga provvolymen och v_{K_2OH} står för volymen kaliumhydroxidlösning tillsatt till varje enskilt prov före mätning.

De resulterande provkoncentrationerna redovisas i tabell 7.

Tabell 7. Individuella och medelkoncentrationer för varje mätning

Spädning →	0,05	0,1	0,2	
Prov	Koncentration			Medel
I		28,9		28,9
II		34,5		34,5
III		54,5		54,5
IV		52,5		52,5
V	30,6	30,8	32,6	31,3
VI	28,6	28,3	27,3	28,1

Medelvärdet beräknat på alla provs medelvärden låg på 38,3 mg/l med en standardavvikelse på 11,0 mg/l

Medelvärde utan prov III och IV låg på 30,7 mg/l med en standardavvikelse på 2,4 mg/l. Detta är ett rimligt medelvärde på $N-NH_3^+$ koncentrationen med tanke på flöde, befolkningens mängd och koncentration av organiskt material samt vattnets ursprung.

Prov III och IV medräknades inte i det senare medelvärdet eftersom dessa togs under dagar med lägre flöde och har en starkt avvikande koncentration. Omräknat till antal kilo $N-NH_3^+$ per dag uppmättes cirka 12 kilo alla dagar på grund av att vattenmängden varierade mellan de dagar proverna togs.

Markundersökning

De översta 2,4 metrarna av markprofilen i grop 1 (figur 10) bestod av 6 olika urskiljbara lager. Skillnaden mellan lagren var liten. Hela markprofilen ned till 235 centimeters djup bestod av mycket styv lera. Under denna påträffades ett lager sand. Lagren tros ha uppkommit genom sediment som avlagrats vid översvämningar. Lagren var följande:

- 0 – 20 cm Lera. Mörkbrun. Finkornig struktur. Rikligt med rötter
- 20 – 60 cm Lera. Ljusbrun-orange. Blockstruktur. Fallor sönder vid beröring.
- 70 – 120 cm Lera. Ljusbrun-orange. Ingen struktur. Modellerbar. Inga rötter.
- 120 – 235 cm Lera. Brun. Blockig subangulär struktur. Inga rötter.
- 235 – Vattenförande sandlager.

Fuktigheten steg med djupet ifrån 180 cm. Vid 230 centimeters djup påträffades vatten. Sanden i kombination med vattnet gjorde att vidare grävning var omöjlig.

Tre prover togs, på vilka ett marklaboratorium i Tarapoto utförde en kornstorleksanalys. Dessa togs från djupen 40 cm, 100 cm och 160 cm.

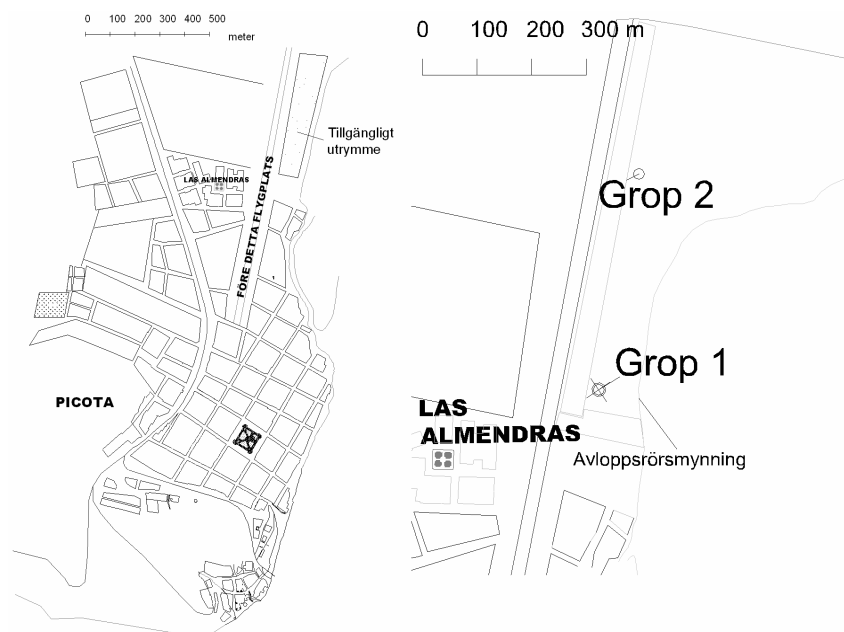
På 40 centimeters djup bestod jorden av 95,9% ler och 4,1% fin sand enligt AASHTO-klassificeringen, där partiklar med en diameter under 0,074 mm räknas som ler och partiklar med en diameter mellan 0,42 – 0,074 mm räknas som fin sand.

På 100 centimeters djup bestod jorden av 92,4% ler och 7,6% fin sand.

På 160 centimeters djup bestod jorden av 96,8% ler och 3,2% fin sand.

Jorden var fri från organiskt material och har mycket goda tätande egenskaper. Den är mycket lämplig för konstruktion av dammar och vallar.

Markprofilen i grop 2 (figur 10) bestod av 8 urskiljbara lager. Övergångarna dem emellan var diffusare än i grop 1. Ett vattenförande lager påträffades på 2,20 meters djup. Kornstorleken i de olika lagren varierade här mycket. Både fin lera och sand påträffades. Denna del av terrängen är mer utsatt för flodens översvämningar. Det tros vara orsaken till att andelen sand i profilen var högre.



Figur 10. Provtagningsgroparnas placering.

Lagren i grop 2 var följande:

0 – 20 cm	Sandig lera. Ljusbrun-orange. Ingen struktur. Rikligt med rötter.
20 – 45 cm	Lerblandad sand. Svag struktur. Faller sönder vid beröring. Få rötter.
45 – 65 cm	Sand. Gulbrun. Ingen struktur. Inga rötter.
65 – 85 cm	Lerblandad sand. Ljusbrun. Svagt kantig struktur. Faller lätt sönder. Inga rötter.
85 – 120 cm	Sandig lera. Brun. Svagt formbar. Faller lätt sönder.
120 – 165 cm	Sand. Gulbrun. Ingen struktur. Stigande fuktighet med djup.
165 – 170 cm	Lera med inslag av sand. Mörkbrun. Kantig struktur. Faller sönder vid beröring.
170 –	Styv lera. Ljusbrun. Kantig brottyta. Få porer. Vatten på 210 cm djup.

Ifrån denna profil togs två prover för kornstorleksanalys. Dessa togs på 100 respektive 140 centimeters djup.

På 100 centimeters djup bestod jorden av 74% ler och 26% sand varav 0,1% var medelgrov sand och 25,9% fin sand.

På 140 centimeters djup bestod jorden av 52,2% ler och 47,8% fin sand.

Jorden i denna profil är mycket rik på sand och således inte lämplig för dammar utan att ett tätande lager lera tillförs. Den är inte heller lämplig att använda i vallkonstruktioner.

DISKUSSION

Berörda parter i Picota

Flera parter berörs då ett sanitetssystem införs i en by. De viktigaste berörda parterna i Picota är följande.

Befolkningen

Befolkningen är den direkta målgruppen vars medverkan och stöd är helt oundgängligt för systemets framgång. Deras motivation och engagemang är viktigt och beror i mångt och mycket på vilka fördelar systemet medför för användarna. Det är således viktigt att alla förbättringar kommer användarna tillgodo, såväl i form av förbättrad ekonomi som bättre miljö.

Befolkningens ekonomiska resurser är begränsade, men många är jordbrukare eller arbetar med hantverk och utgör därmed en stor kunskaps- och arbetsresurs. Intervjuerna visade också att de är öppna för nyheter och kan se möjligheterna i för dem nya system. Männen var främst intresserade av möjligheten att återvinna näringen i avloppsfraktionerna medan kvinnorna var mer intresserade av att toaletterna skulle vara hygieniska och lättsköta.

Kommunen

Kommunen ansvarar för den sanitära situationen i staden. Det ligger i dess intresse att alla invånare har fullgoda sanitära installationer. Levnadsstandarden upplevs då som högre och förekomsten av sjukdomsfall relaterade till bristande sanitet minskar.

Kommunen bidrar till investeringen i allmänna anläggningar och avgör vilka projekt som utförs i kommunen. Den ansvarar också för skötsel och underhåll av dessa anläggningar. Dess ekonomiska resurser är begränsade vilket gör den beroende av bidrag från utomstående organisationer för att genomföra större projekt.

Hos kommunen finns kunskap om lokala förhållanden, problem och möjligheter. För att ett projekt skall kunna genomföras på ett problemfritt sätt är kommunens stöd viktigt.

EsSalud

EsSalud är den peruanska motsvarigheten till den svenska hälsovårdsmyndigheten och ansvarar för befolkningens hälsa. De jobbar dels med reguljär sjukvård och dels med utbildning och rådgivning till befolkningen i sanitets- och hälsofrågor. De har också god kontakt med befolkningen i byarna och kan kommunicera med de flesta tack vare att de inte är politisk bundna.

Vid införande eller utbyggnad av ett sanitetssystem spelar EsSalud en viktig roll för utbildning av befolkningen i hälso- och sanitetsfrågor.

Icke-statliga organisationer (NGO)

I San Martín finns flera större icke-statliga organisationer som arbetar med att förbättra människors levnadsförhållanden. Flera av dessa har erfarenhet av sanitetsprojekt på landsbygden sedan tidigare.

Amresam är en icke-statlig organisation skapad av kommunerna i San Martín för att koordinera och effektivisera arbetet för en hållbar utveckling i delstaten. Amresams inflytande på kommunerna är stort eftersom de bidragit med stor del av de pengar som investerats i tidigare projekt, både i fort- och utbildning av beslutsfattare samt infrastruktur.

De icke-statliga organisationerna kan medverka som huvudansvariga för ett övergripande program med målet att erbjuda alla hushåll grundläggande sanitära faciliteter. Det är en fördel om de inte är politiskt bundna.

Det finns också mindre lokala aktionsgrupper som har god kontakt med lokalbefolkningen. Ett exempel på en sådan grupp är studentgruppen Chullachaqui, som hjälpt till vid utförandet av denna studie. Det finns flera grupper i Picota. Att involvera dessa stärker deras ställning i samhället, vilket oftast är positivt.

FONCODES

FONCODES är peruanska statens fond med vars hjälp de utför projekt för att förbättra levnadsförhållandena för socialt utsatta befolkningsgrupper, bland annat genom byggandet av bostäder och toaletter speciellt för de med minst resurser.

De har flera program för investering i infrastruktur. Hos FONCODES finns erfarenheter ifrån introduktionen av källsorterande toaletter på landsbygden i San Martín.

Deras erfarenheter bör beaktas vid val av sanitetssystem och introduktionsmetod. De bör också få del av andras erfarenheter för att kunna förbättra sitt eget program.

Befolkningsutveckling

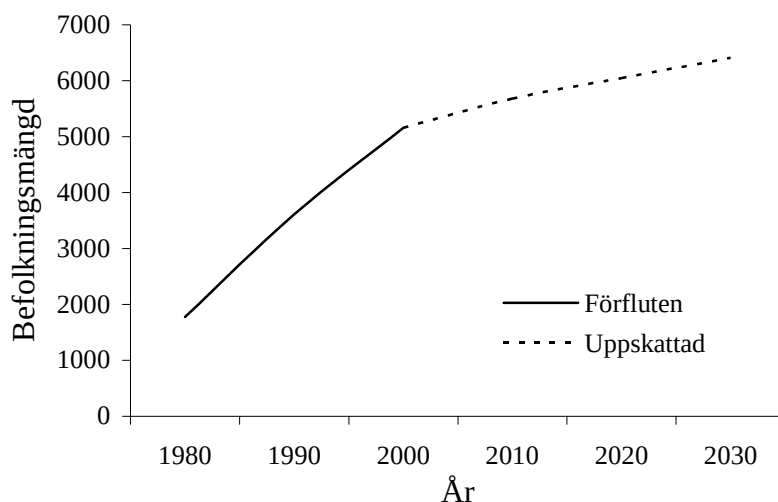
Befolkningsutvecklingen i det förflutna följer ingen entydig trend. Den har påverkats mycket av politiska strategier och sociala oroligheter vilket gör det svårt att basera en prognos över den framtida utvecklingen på dessa data.

Under åttiotalet var tillväxttakten i Peru hög, med stora årliga variationer. Under nittiotalet minskade den sedan dramatiskt. Byggandet och asfalterandet av landsvägen Carretera Marginal som leder från kusten in i djungeln har dock bidragit till att befolkningen i San Martín och Picota stadigt ökat genom invandring västerifrån (figur 11, tabell 1 sid 30).

Den minskande tillväxttakten i befolkningsutvecklingen under slutet av nittiotalet kan delvis förklaras med att det handlar om en uppskattning från INEI och dels med att en aktiv familjekontrollpolitik genomfördes under den dåvarande presidenten. Denna politik har upphört idag.

Trenden i befolkningsutvecklingen är en minskning i tillväxttakten, men invandring från bergen och kusten bidrar till att befolkningen i Picota fortsätter att växa i absoluta tal.

I denna studie antas befolkningsutvecklingen vara linjär, med lika stor ökning på landsbygden som i staden. Detta innebär en minskande relativ tillväxttakt.



Figur 11 Uppmätt, beräknad och uppskattad framtida befolkningsutvecklingen i Picota.

Enligt INEI's prognoser, baserade på senaste folkräkningen, var befolkning i staden Picota år 2002 5068 personer. Om befolkningen ökar med 63 personer om året kommer befolkningsmängden i staden Picota år 2034 vara 6700 personer (figur 11).

Detta motsvarar en naturlig befolkningsökning på 1,1 % år 2004 vilket överensstämmer med INEI's prognos för befolkningstillväxten i Peru i början av 2000-talet.

Alternativa behandlingsmetoder

För att jämföra olika kombinationer av central rening och lokalt omhändertagande dimensionerades två olika storlekar på avloppsreningsverk (ARV) och ett system med enbart lokalt omhändertagande (TORR).

Projektbefolkningen innebär i dessa den befolkning som avloppsreningsverket är dimensionerat för, vilket inte är detsamma som stadens befolkning, vilken är 5000 eller 7500 personer i de jämförda scenarierna.

Den del av befolkningen som inte betjänas av det kommunala avloppsledningsnätet antas använda lokalt omhändertagande.

De tre olika behandlingsalternativen är:

ARV1. Projektbefolkningen antas vara 7500 personer under förutsättning att utbyggnad av avloppsnätet sker fullt ut så att det täcker hela Picotas befolkning om 30 år.

ARV2. Projektbefolkningen antas vara den idag anslutna befolkningen + 15%, dvs. ca 3000 personer. Detta kräver att kommun och hälsomyndigheter aktivt arbetar för att befolkningen väljer alternativa lösningar och inte ansluter sig till avloppssystemet.

TORR. Ingen utbyggnad av det kommunala avloppsledningsnätet sker och system för lokalt omhändertagande införs hos samtliga hushåll så att även de som idag använder vattenklosett byter till källsorterande system.

För behandling av avloppsvattnet i en central reningsanläggning övervägdes följande alternativ:

- Aktivslamanläggning.
- Biobäddar och biorotorer.
- Dammsystem.
- Artificiella våtmarker.

Under studiens genomförande påträffades varken kvalitetskrav på det vatten som släpps ut till recipienten eller några studier som påvisar inverkan av olika utsläpp. Under studiens gång uppenbarade sig problem med förorening av flodvattnet med patogener och utsläpp av organiskt material eftersom boende runt floden använder vattnet till såväl dricksvatten, tvätt fiske och bad. Då floden sjunker undan under den torra delen av året bildas dessutom en lagun i vilken tillförsel av organiskt material skapar anaeroba förhållanden med bildande av illaluktande gaser och myggproblem som följd. Utsläppen av orenat avloppsvatten sänker därför flodens användarvärde för all dagliga behov samt ger upphov till slamavlagringar och dålig lukt i närheten av utsläppet. Därför har avlägsnandet av patogena organismer och organiskt material prioriterats i denna studie. Detta är oftast målet med avloppsreningen under liknande förhållanden i Latinamerika (PAHO, 2001).

Aktivslamanläggningar, biobäddar och biorotorer har högre investerings- och driftskostnader än dammsystem och artificiella våtmarker (Sasse, 1998). Samtidigt kräver de specialutbildad personal för drift och underhåll. Att finna specialutbildad personal och betala dessa höga löner för skötsel av ett avancerat reningsverk i en by med färre än 10000 invånare är inte realistiskt i denna del av Peru.

Vattnets korta uppehållstid i aktivslam-, biobädd- och biofilteranläggningar medför att avdödningsen av patogena organismer är lägre i dessa än i biodammar och våtmarker. Hög bakteriereduktion kan uppnås med avancerad rening, men den blir aldrig lika pålitlig som i ett damm- eller ett våtmarkssystem (Grupo TAR, [www](http://www.grupotar.com)).

Dessa skäl samt att det uttryckligen står i den peruanska normen att extensiva metoder är att föredra så till vida det inte är ekonomiskt eller tekniskt oförsvarbart i det enskilda fallet har legat till grund för beslutet att titta närmare på behandlingen av det kommunala avloppet i anläggningar av typen biodamm och artificiella våtmarkssystem. Dessa två reningsmetoder användes sedan i de olika scenarierna med de tidigare nämnda projekt- och scenariefolkningarna.

Projektflöden och föroreningsbelastning

Flöde

Dagens dygnsproduktion av dricksvatten konsumeras på fyra timmar. Produktionen är uppdelad i två cykler under vilka 350 m^3 produceras i varje. Eftersom användarna betalar en fast månadsavgift per anslutning finns inga incitament att begränsa förbrukningen. En ökad produktion skulle således troligtvis åtföljas av en lika hög ökning i konsumtionen.

En absolut förutsättning för att denna beräkning och de kostnadskalkyler som utförts i denna studie skall gälla är att ett konsumtionsbaserat avgiftssystem införs. Annars kommer inga vattenbesparingar att uppnås med användningen av torra toalettsystem.

Produktionen av dricksvatten är kostsam och problematisk och en ökning av konsumtionen är inte önskvärd. Det genomsnittliga flödet om 30 år beräknades därför genom att anta att avloppsvattenbidraget per person kvarstår på 166 liter/person och dag.

För att beräkna projektflödet för varje ARV-storlek multiplicerades det genomsnittliga flödet med den uppskattade projektbefolkningen om 30 år.

$$\text{ARV 1: } 7500 \times 0.166 = 1250 \text{ m}^3 / \text{dag}$$

$$\text{ARV 2: } 3000 \times 0.166 = 500 \text{ m}^3 / \text{dag}$$

Lägsta och högsta dimensionerande punktflöde för de två olika ARV-storlekarna beräknades med ekvation 11 och ekvation 12. Medelflödet ($\bar{Q}$) i dessa två ekvationer beräknades genom att dela projektflödet med 24 h. Befolkningen är i dessa uttryckt i tusental. De resulterande flödena har sammanställts i tabell 8.

Tabell 8. Dimensionerande flöden för de två olika ARV storlekarna

Flöde	Enhet	ARV	
		1	2
Min	(m^3/h)	15	5
Medel	(m^3/h)	52	21
Max	(m^3/h)	185	87

Eftersom BDT-vattnet omhändertas lokalt i TORR scenarierna existerar inget dimensionerande flöde. En annan effekt av införandet av torrtoaletter är att vattenförbrukningen minskar då inget vatten används till att spola toaletterna. Denna del kan vara betydande när stora cisterner används och många ventiler läcker. I denna studie har andelen vatten som används för toalettspolning antagits vara en fjärdedel av den totala vattenförbrukningen. Detta motsvarar den tidigare svenska normen som baserades på toaletter med sexliters cisterner. Minskad vattenförbrukning minskar behovet av kemikalier och pumpning vid produktionen av dricksvatten vilket medför en direkt besparing.

Belastning av föroreningar

Föroreningsbelastningen bör inte förändras så länge källorna till avloppsvattnet och konsumtionsvanorna förblir desamma. Som säkerhetsmarginal har dock dagens värden ökat med 20% (tabell 9). Då inga mätvärden funnits att tillgå har den peruanska normens rekommendationer för E.Coli använts. Dessa har tagits med i tabellen endast i jämförande syfte.

Tabell 9. Uppmätta och dimensionerande föroreningsbelastning(30 år)

Parameter	Enhet	Uppmätt	Dim.	Peruansk norm
Konsumtion	$l/(pers,d)$	196	196	
Flöde	$l/(pers,d)$	166	166	
BOD ₅	$g/(pers,d)$	32	38	50
SS	$g/(pers,d)$	28	34	90
Aska	$g/(pers,d)$	4,4	5,3	
Sedimenterbart mtrl	$ml/(pers,d)$	544	653	
Ammonium	$g/(pers,d)$	6,4	7,7	8
E.Coli	$cfu/(pers,d)$		2×10^{11}	2×10^{11}

De betydligt lägre bidragen av BOD₅ och SS per person i tabell 9 jämfört med den peruanska normen är baserade på de koncentrationer och det flöde som uppmättes på plats. De framtida värdena motsvarar koncentrationer på 228 mg/l BOD₅ respektive 204 mg/l SS. Detta motsvarar ett medelstarkt kommunalt avloppsvatten (Tchobanoglous & Burton, 1991). Eftersom inga industrier eller annan större kommersiell verksamhet är ansluten till avloppet i Picota idag, och inte heller bedöms bli det i framtiden, anses dessa mer rimliga än den peruanska normens rekommendationer som ger koncentrationer motsvarande 301 respektive 542 mg/l.

De absoluta värdena per dag (tabell 10) beräknades genom att multiplicera de framtida värdena i tabell 9 med de projekterade flödena för respektive ARV (tabell 8). Dessa ligger till grund för dimensioneringen av reningsanläggningarna.

Tabell 10. De dimensionerande föroreningsmängderna per dag

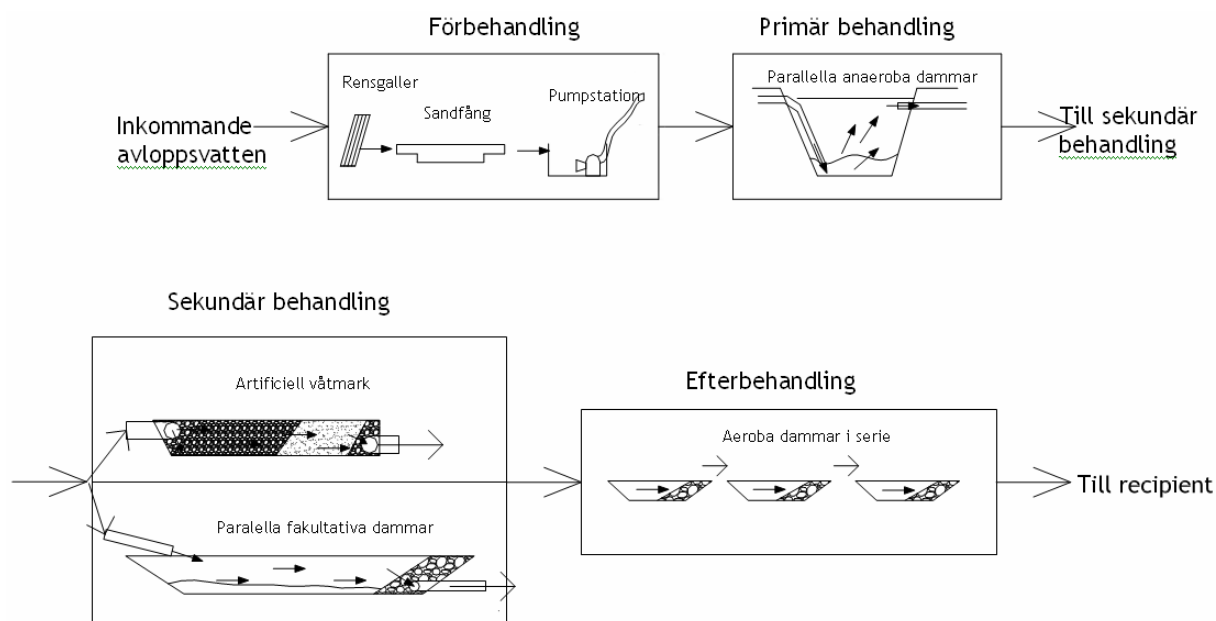
	ARV			
	Alt 1		Alt 2	
Konsumtion, dricksvatten	1470	m^3/dag	590	m^3/dag
Flöde, avlopp	1250	m^3/dag	500	m^3/dag
BOD ₅	290	kg/dag	110	kg/dag
SS	240	kg/dag	100	kg/dag
Aska	40	kg/dag	16	kg/dag
Sedimenterbart mtrl	4,9	m^3/dag	2,0	m^3/dag
Ammonium	7,5	kg/dag	3,0	kg/dag
E.Coli	1,2	$\times 10^8/100ml$	1,2	$\times 10^8/100ml$

Avloppsreningsverk (ARV)

För att kunna utföra kostnadskalkyler för olika ARV dimensionerades dessa.

Reningsanläggningens delprocesser

Reningsanläggningen består i samtliga ARV av förbehandling, primär behandling, sekundär behandling och efterbehandling på det sätt som visas i figur 12.



Figur 12. Reningssteg och delprocesser i reningsanläggningen. Den sekundära behandlingen består antingen av en artificiell våtmark eller parallella fakultativa dammar.

Förbehandlingen och den primära behandlingen är identiskt utformad i samtliga alternativ, både då artificiell våtmark och då fakultativa dammar används. Förbehandlingen består av ett rensgaller följt av ett sandfång samt en pumpstation för att pumpa upp vattnet på dammvallen.

Den primära behandlingen består av tre parallella anaeroba dammar där sedimentering och anaerob nedbrytning av huvuddelen av det sedimenterbara och det lösta materialet, samt delar av den suspenderade substansen sker. Tack vare att omgivningens dygnsmedeltemperatur konstant ligger runt 26 grader kan man konstruera relativt små dammar. I den anaeroba miljön reduceras och stabiliseras i hög grad det ackumulerade slammet. Dessa måste dock tömmas på slam regelbundet, annars minskar den effektiva volymen med försämrad behandling som följd (Nelson m.fl., 2003).

Den sekundära behandlingen består antingen av ett våtmarkssystem i vilken behandling sker i 24 parallella våtmarksceller med horisontellt flöde under markytan eller i tre parallella fakultativa dammar. I bägge systemen reduceras mängden biologiskt material (BOD) samtidigt som avdödningen av patogener förbättras.

Våtmarksceller ger inte upphov till slam och vattnet befinner sig hela tiden under markytan. De måste dock vila delar av tiden för att inte sättas igen vilket gör att den nyttiga ytan blir betydligt mindre än för biodammar.

Fakultativa dammar behöver tömmas på slam regelbundet, men tömningsintervallet är relativt långt eftersom slammet minskar i volym genom anaerob nedbrytning och stabilisering. Upphållstiden i dammar är högre än i våtmarksceller med samma areal. Det förbättrar avdödningen av patogener, samtidigt är risken för myggproblem större på grund av den stora öppna vattenytan.

För efterbehandling används i bägge systemen tre putsdammar i serie. I dessa är det tänkt att bakterieavdödningen skall förbättras genom att öka uppehållstiden samt att partikelinnehållet i det färdigbehandlade vattnet skall minska då vattnet tvingas passera genom en serie dammar.

Där inget annat anges har de olika strukturerna utformats i enlighet med den peruanska normen (SUNASS, pers).

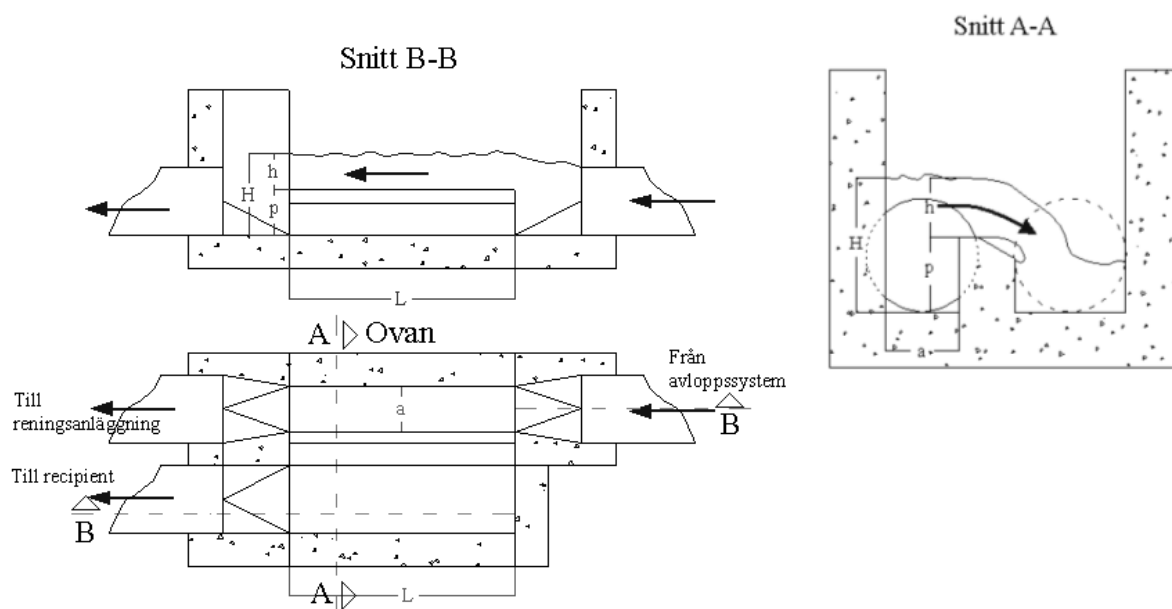
Förbehandling

Förbehandlingen består i bägge storlekarna på ARV av ett bräddavlopp följt av ett rensgaller, ett sandfång och en pumpstation. Bräddavlopp, rensgaller och sandfång är placerade före pumpstationen på ett djup mellan två och en halv till tre meter under marknivån vilket innebär att den största utgiften i samband med dessa är deras väggkonstruktioner. De kommer också att påverkas av översvämningarna och behöver då kunna täckas över med massiva betonglock så att inte alltför mycket sediment hamnar i strukturerna.

Bräddavlopp och anslutande ledningsdragning

I bräddavloppet sker anslutningen mellan det gamla ledningssystemet och en ny ledningsdragning som leder avloppsvattnet till reningsanläggningen. Bräddavloppets dimensioner tillåter ett högsta maximala punktflöde (tabell 8) passera till reningsanläggningen medan överskottet bräddas vid högre flöden. Överskottsvolymen förs via den existerande avloppsledning till floden. Vid dessa tillfällen består vattnet huvudsakligen av regnvatten med låga koncentrationer organiskt material och patogener.

Bräddavloppet är en förhållandevis liten struktur tillverkad i betong med de dimensioner som anges i tabell 11 och figur 13. Väggar och golv består av 15 cm tjock armerad betong.



Figur 13. Utformningen av bräddavloppet.

Tabell 11. Bräddavloppets dimensioner

ARV			
	enhet	Alt 1	Alt 2
L	(m)	1	1
a	(m)	0,2	0,2
H	(m)	0,34	0,34
h	(m)	0,13	0,15
p	(m)	0,34	0,2

Anslutande avloppsledning mellan bräddavlopp och ARV består av en 250 mm PVC-ledning som grävs ned cirka två och en halv meter. I varje riktningsändring på ledningen placeras en inspektionsbrunn. Längden avgörs av bräddavloppets placering. Bräddavloppet bör placeras så långt upp ifrån avloppsmynningen som möjligt för att förlänga perioden reningsanläggningen går att bruka varje år. I kostnadskalkylen är ledningen inte längre än 400 meter i något av fallen. Meterkostnaden för längre ledning är hög vilket ger en antydning av vad en utbyggnad av avloppssystemet skulle kosta.

Ett problem med bräddavloppet är att flodvattnet kommer att tränga in baklänges i ledningen (vilket sker idag) och göra reningsanläggningen obrukbar under de månader flodvattnet står högre än nivån på bräddavloppet. Det finns tyvärr ingen enkel lösning på detta problem så som avloppssystemet är konstruerat. Så länge regnvatten tillåts komma in i avloppssystemet behövs ett bräddavlopp, och detta kan inte ligga ovanför den sista användaren i systemet. Om ansträngningar görs för att inte låta regnvatten komma in i systemet skulle det medföra flera positiva effekter. Bräddavloppet skulle då inte behövas vilket skulle förlänga reningsverkets brukbara period med flera månader med bättre reningsresultat och högre skydd för recipienten och de människor som använder sig av floden som följd.

Rensgaller

Två parallella rensgaller installeras för att avlägsna större fasta partiklar. Endast ett galler används åt gången. Det andra används i nödsituationer och vid underhåll. Gallren placeras med fördel strax innan sandfånet och pumpstationen så att uppsamling och hantering av ackumulerat material kan ske samlat.

Den peruanska normen fastställer en approximationshastighet vid maximalt flöde på 0,3-0,6 m/s och en hastighet genom gallret på 0,6 - 0,75 m/s. Utrymmet mellan stängerna bör vara 20 - 50 mm. Stängerna bör ha ett avlångt tvärsnitt med en bredd på 5 - 15 mm och en längd på 30 - 75 mm. Gallrets lutning gentemot horisonten bör vara mellan 45° och 60°.

Vid beräkning av approximationshastighet användes ekvation 19.

$$v_{approx} = \frac{Q}{3600 \times h \times b} \quad \text{ekvation 19}$$

där: Q : Flöde (m^3/h) (tabell 8 sid 45)

h : Vattendjup (m)

b : Kanals bredd innan galler (m)

Höjden (h) motsvarar den höjd som vattnet når när det passerar gallret. För att beräkna denna bestämdes flödet iterativt för olika höjder med ekvation 20 (Caballero Repullo m.fl., opubl.) tills detta överensstämde med det verkliga flödet.

$$Q = \frac{i^{(1/2)} \times R^{(2/3)} \times S_n \times 3600}{n_m} \quad \text{ekvation 20}$$

där: i : kanalens lutning

n_m : Mannings tal. Här 0,014 (Caballero Repullo m.fl., opubl.)

$$R: \text{sektion/fuktad omkrets } \frac{S}{FO} = \frac{b_g \times h}{b_g + 2h}$$

b_g : Kanalens bredd i galler

S_n : Nettosektion $d \times n_a \times h$

d : Mellanrum mellan två stänger

n_a : Antal mellanrum

Hastigheten genom gallret bestämdes med ekvation 21.

$$v_{galler} = \frac{\hat{Q}}{3600 \times S_n} \quad \text{ekvation 21}$$

Stängernas dimensioner sattes till 10 x 30 mm och avståndet mellan stängerna till 25 mm för bägge ARV-storlekarna. Antal stänger, lutning och bredd på kanalen fram till och i gallret varierar dock mellan alternativen. Dess dimensioner har sammanställts och redovisas i tabell 12.

Tabell 12. Rensgallrens dimensioner i respektive ARV storlek

Parameter	Enhet	ARV	
		Alt 1	Alt 2
b_g	(m)	0,40	0,29
i	(m/m)	0,003	0,001
h	(m)	0,28	0,23
v_{approx}	(m/s)	0,47	0,46
v_{galler}	(m/s)	0,68	0,75
Antal stänger		12	10

Approximationshastighet och hastighet genom galler redovisas också i tabell 12. Hastigheten genom gallret verifierades med 30% igensättning av gallret så att denna inte översteg 1,4 m/s. Det finns annars risk för att material dras med genom gallret. Detta inträffade inte i något av fallen.

I enlighet med den peruanska normen antogs att 0,023 l material samlas per m³ avloppsvatten som passerar gallret. I ARV 1 och 2 motsvarar detta 200 respektive 81 liter uppsamlat material i veckan.

Eftersom mängderna uppsamlat material inte är större kan rensmekanismen med fördel skötas manuellt. Gallret bör då kontrolleras minst en gång om dagen så att uppsamlat material inte orsakar stopp.

Det material som samlas upp i gallret består till största delen av inert material och får därför torka i en perforerad ränna ovanför kanalen innan det transporteras vidare till deponi.

Sandfång

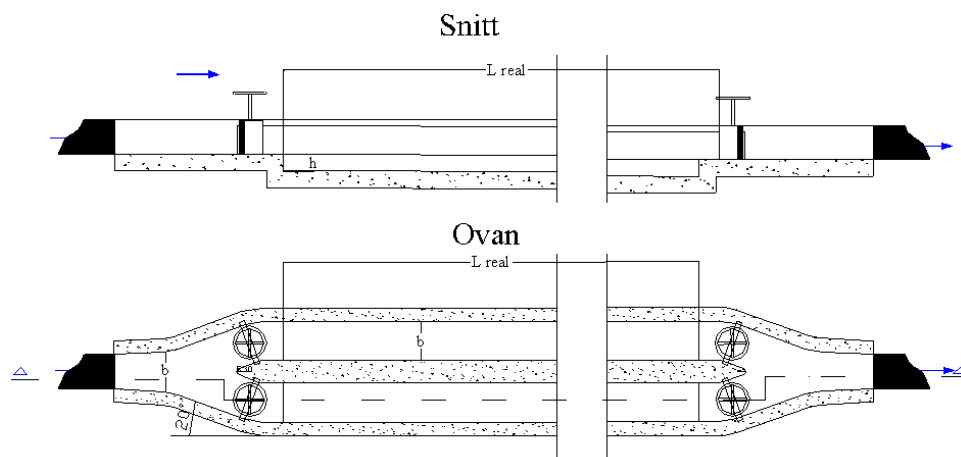
Direkt efter rengallret följer ett sandfång i vilket de grövsta inorganiska partiklarna avlägsnas. Dessa kan annars utöva ett stort slitage på pumpar och ledningar inne i anläggningen.

Den peruanska normen rekommenderar följande dimensionerande värden för sandfång.

- $v_{\text{sandfång}}$ 0,24 – 0,36 (m/s)
- $L_{\text{ängd}} : D_{\text{djup}}$ ≥ 25
- $Y_{\text{tbelastning}}$ 45 – 70 $B_{Yt} \left(\frac{m^3}{m^2 \times h} \right)$
- Minsta avlägsnade partikel $< 0,2$ mm
- Verklig längd bör vara 150% av den teoretiskt beräknade för att kompensera för turbulens vid in- och utlopp.

Vid dimensioneringen av detta sandfång användes ytbelastningen 10 – 45 eftersom den rekommenderade ytbelastningen inte går att kombinera med övriga rekommenderade värden under rådande förutsättningar.

Sandfånget består av två parallella kanaler (figur 14) varav endast en används åt gången. Partiklar med en diameter över 0,2 mm avlägsnas i sandfånget. I början och slutet av varje kanal installeras en manuellt reglerad port. Tömning och underhåll av den kanal som inte är i bruk utförs manuellt.



Figur 14 visar sandfånget i snitt genom en av kanalerna och ovanifrån.

För att beräkna ytbelastning och hastighet i sandfång har ekvation 22 och ekvation 23 använts.

$$B_{Yt} = \frac{Q}{L_p \times b} \quad \text{ekvation 22}$$

$$v_{\text{sandfång}} = \frac{Q}{3600 \times b \times h} \quad \text{ekvation 23}$$

Där L_p : beräknad längd

b : bredd sandfång

h : djup sandfång, utöver ackumulerad sand

Beräknade dimensioner, ytbelastning vid maximalt flöde samt vattnets hastighet i sandfånet redovisas i tabell 13.

Tabell 13. Dimensioner och belastning på sandfånet

Parameter	Enhet	ARV	
		1	2
L_p	(m)	12,3	10,4
L_v	(m)	18,5	15,7
i	(m/m)	0,003	0,003
b	(m)	0,45	0,35
h	(m)	0,41	0,23
$v_{\text{sandfång}}$	(m/s)	0,28	0,3
B_{yt}	$\left(\frac{m^3}{(m^2 \times h)}\right)$	33	24

L_v är verklig längd

Tchobanoglous & Burton (1991) har uppskattat volymen ackumulerat material till $50 \text{ cm}^3/\text{m}^3$ vatten. Detta medför en ackumulation på 330 liter respektive 170 liter sand för ARV 1 respektive 2. För att sanden inte skall minska vattnets uppehållstid har djupet ökats med fyra centimeter.

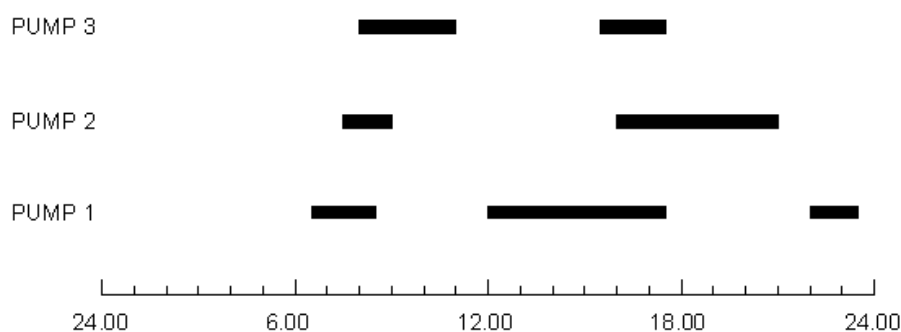
Akkumulerad sand bör avlägsnas en gång i veckan och komposteras på plats innan den deponeras eftersom den också innehåller organiskt och patogent material.

Sandtömning sker manuellt med skrapor. Vid konstruktion av gropen bör borttransporten av sanden beaktas så att den kan utföras på ett enkelt sätt, lämpligen genom konstruktionen av en ramp upp ur gropen.

Pumpstation

För att lyfta upp vattnet på dammvallen efter sandfånet används antingen två parallella skruvpumpar av archimedes typ eller tre dränkbara avloppspumpar där varje pump klarar av att lyfta 60% av medelflödet den nödvändiga höjden. Höjdskillnaden, inklusive utjämningsbassäng, är cirka nio meter. Nödvändig pumpkapacitet är $31 \text{ m}^3/\text{h}$ respektive $13 \text{ m}^3/\text{h}$ för ARV 1 respektive 2.

Med dagens flödesmönster skulle detta innebära att pumparna användes enligt schemat i figur 15. Nio timmar per dygn sker ingen pumpning eftersom flödet är så lågt. Den pump som används mest skulle då behöva stoppas och startas 3 gånger per dygn medan de två andra endast stoppas och startas i samband med flödestopparna. För att undvika ojämnt slitage på pumparna kan ett roterande pumpschema användas.



Figur 15. Driftsschema för pumparna

Samma pumpschema kan i princip användas för bägge ARV storlekar med små variationer vid samma relativ pumpkapacitet. Om flödesmönstret ändras behöver pumpschemat också ändras.

Pumparna placeras i en utjämningsbassäng vilken buffrar flödestopparna och sänker nödvändig pumpkapacitet. För ARV 1 och 2 krävs volymer på 75 respektive 25 m³.

Bassänger har dimensionerna 5 × 5 × 3 m respektive 3 × 3 × 3 m och gjuts i betong.

En fördel med att använda icke fasta dränkbara pumpar istället för skruvpumpar är att dessa även kan användas till att pumpa slam vid tömning av den efterföljande anaeroba bassängen. Skruvpumpar är mindre känsliga för variationer i flödet och kan användas över ett större flödesintervall utan att behöva stoppas och startas

En el-källa krävs för drift av pumparna. Eftersom platsen saknar el måste ett dieselaggregat eller någon annan generatortyp användas. I kostnadskalkylen har en liten dieselmotordriven elgenerator inkluderats för drift av pumparna.

När en våtmark används krävs en andra pumpstation för att lyfta vattnet från den sekundära behandlingen till efterbehandlingen. Denna process behandlas mer i avsnittet om artificiell våtmark.

Primär behandling

Anaeroba dammar

Den primära behandlingen består av tre parallella anaeroba dammar vars dimensioner varierar med flödet. Likt förbehandlingen är den primära behandlingen identisk för samtliga ARV.

De riktvärden som ges för dimensionering av anaeroba dammar i den peruanska normen redovisas i tabell 14.

Tabell 14. Den peruanska normens rekommendationer för anaeroba dammar

Parameter	Enhet	Vid 20°C	Vid 26°C
Volymbelastning, B_{Vol}	$\left(\frac{g \text{ BOD}_5}{m^3 \times dag} \right)$	100 – 300	134 – 402
Ytbelastning, B_{Yt}	$\left(\frac{kg \text{ BOD}_5}{ha \times dag} \right)$	>1000	1340
Nominell uppehållstid, t_n	(<i> dagar</i>)	1 – 5	
Djup, h	(<i> m</i>)	2,5 – 5	
Slamackumulation (utan nedbrytning)	$\left(\frac{1}{invånare \times år} \right)$	minst 40	
50 % BOD reduktion			
Ingen bakterieavdödning			
Slamnivån bör ej överstiga halva bassängens djup			

För omräkning av gränsvärden och reduktionskonstanter till aktuell temperatur användes ekvation 24.

$$X_1 = X_2 \times k^{(T-20)} \quad \text{ekvation 24}$$

Där X_1 : Koncentrationsgräns vid temperatur T

X_2 : Koncentrationsgräns vid 20°C

k : Temperaturkonstant (enligt peruanska normen 1,05 i de fall mätvärden saknas)

T : Medeltemperatur hos vattnet under årets kallaste månad = 26°C i Picota (juli)

Den anaeroba nedbrytning och kompaktering av ackumulerat slam som sker vid lagring har stor betydelse för minskningen av volymen hos ackumulerat slam (Nelson m.fl., 2003). Vid beräkningen av volymen ackumulerat slam användes här det volymreduktionsförhållande för slam vid lagring under anaeroba förhållanden som Sasse (1998) använder i sina modeller. I denna uppskattas volymreduktionen grovt till ungefär 20,5% per år de första tre åren och därefter med 2,6% per år tills endast 33% av den ursprungliga volymen återstår. Därefter sker ingen vidare volymreduktion. I denna modell tas hänsyn till både anaerob nedbrytning och kompression. Tillskottet ackumulerat slam per person och år sattes till 40 liter enligt normen. Andra undersökningar antyder också att detta är ett rimligt värde (Nelson m.fl., 2003).

Enligt Sasse (1998) bibehålls pH nära neutralt vid en volymbelastning på under 300 g $BOD_5/(m^3 \times dag)$. Detta gör att bildningen och utsläppen av svavelväte (H_2S) minskar (Arvin m.fl., 1996).

En hög ytbelastning kan bidra till att skapa ett täckande skumlager på ytan vilket ytterligare förhindrar utsläpp av illaluktande gaser. En djup damm med liten area är således att föredra.

Eftersom vattnet i Picota är relativt svagt och den anaeroba dammens huvudsyfte i denna anläggning är att fungera som försedimentation har här valts tre parallella dammar. Rengöring och underhåll kan då utföras utan att reningsresultatet försämras nämnvärt. Slamtömning bör ske vart sjätte år.

Uppehållstiden hålls runt två dagar.

Dammarna gavs ett längd:bredd förhållande på 2:1 och ett vertikalt:horisontellt förhållande hos väggarna på 2:1. Väggarna bör förstärkas med cement samt kläs med geofilm för att öka hållbarheten. Botten behöver däremot inte förstärkas eftersom leran skapar ett tättslutande lager. En noggrannare markundersökning bör dock utföras innan utformningen bestäms definitivt för att säkerställa att ingen infiltration sker.

Dammarnas individuella volymer beräknades med ekvation 25 (Grupo TAR, www).

$$V = \frac{h}{3} \times A_b \times A_{yt} \times \sqrt{A_b \times A_{yt}} \quad \text{ekvation 25}$$

där A_b : Bottenarean

A_{yt} : Ytarean

De beräknade dimensionerna och belastningarna hos dammarna samt volymen ackumulerat slam (V_{slam}) som behöver avlägsnas och behandlas redovisas i tabell 15.

Tabell 15. Dimensioner och belastningar på de anaeroba dammarna

Parameter	Enhet	ARV			
		Alt 1		Alt 2	
Längd	(m)	29,4		18,2	
Bredd	(m)	14,7		9,1	
H	(m)	5		5	
t_n	(h)	51	(19)	51	(19)
B_{Vol}	$(g\ BOD_5 / (m^3 \times dag))$	108	(289)	108	(289)
B_{Yt}	$(g\ BOD_5 / (m^2 \times dag))$	2500		2300	
V	(m ³)	878		350	
V_{Tot}	(m ³)	2630		1050	
V_{slam}	(m ³)	780		310	

Just innan en damm rengörs är dess effektiva volym som minst. Om en damm töms vartannat år på V_{slam} m³ slam innehåller de två kvarvarande 2/3 V_{slam} samt 1/3 V_{slam} . Den kvarvarande effektiva volymen blir då 2/3 $V_{Tot} - V_{slam}$. Hur detta påverkar uppehållstiden och volymbelastningen redovisas inom parentes i tabell 15.

Som tidigare nämnts är volymbelastningen låg på grund av det svaga avloppsvattnet. Mindre volymer leder till att uppehållstiden minskar vilket inte heller är önskvärt. Den låga belastningen har fördelen att risken för dålig lukt minskar betydligt samt att en damm kan tas ur drift för service och rengöring utan att de andra överbelastas.

Driften av ARV 1 de första åren då flödet är i princip detsamma som i ARV 2 men dammvolymer är den i ARV 1 kan leda till problem. Det kan då vara fördelaktigt att använda endast 1 damm fram till att befolkningen vuxit och flödet ökat.

Det är också möjligt att vänta med konstruktionen av en tredje damm för ARV 1. Om befolkningsutvecklingen visar sig bli lägre än väntat kan detta vara en fördel.

Sekundär behandling

Den sekundära behandlingen har genom sin storlek störst inverkan på systemets totala kostnad.

Artificiell våtmark

Den peruanska normen behandlar inte rening av avloppsvatten i artificiella våtmarker. Dimensioneringen av dessa baserades därför på rekommendationer och information i litteraturen (Shresta, pers; Tchobanoglous & Burton, 1991; Sasse, 1998).

Vid beräkningen av våtmarkens dimensioner användes ekvation 26 och ekvation 27.

$$\text{Tvärsnittsarea:} \quad A_s = \frac{Q}{k_h \times i} \quad (m^2) \quad \text{ekvation 26}$$

$$\text{Volym:} \quad V = l \times b \times h \times p \quad (m^3) \quad \text{ekvation 27}$$

Där k_h är den hydrauliska konduktiviteten och i är lutning på botten i våtmarkscellen i flödesriktningen och porositeten (p) i mediet är 0,3. Mediet är fint grus och grus med en diameter på mellan 4 och 40 mm.

Våtmarken består av flera mindre celler. För att inte överbelasta de individuella cellerna, med igensättning av filtermediet som följd, är våtmarkens totala volym dubbelt så stor som den teoretiskt nödvändiga. Då cellerna vilar svälter bakterierna så att dessa blir tvungna att leva på sin egen biomassa (autolys). När detta sker avlägsnas det biologiska material som i dammar ackumuleras som slam på botten (Sasse, 1998).

Våtmarkscellerna dimensionerades för att uppfylla följande krav:

$$\text{Area} \left(\frac{m^2}{\text{pers}} \right) \quad 0,7-1 \quad (\text{Shresta})$$

$$\left(\frac{m^2}{m^3_{\text{vatten}}} \right) \quad 7-10 \quad (\text{Shresta})$$

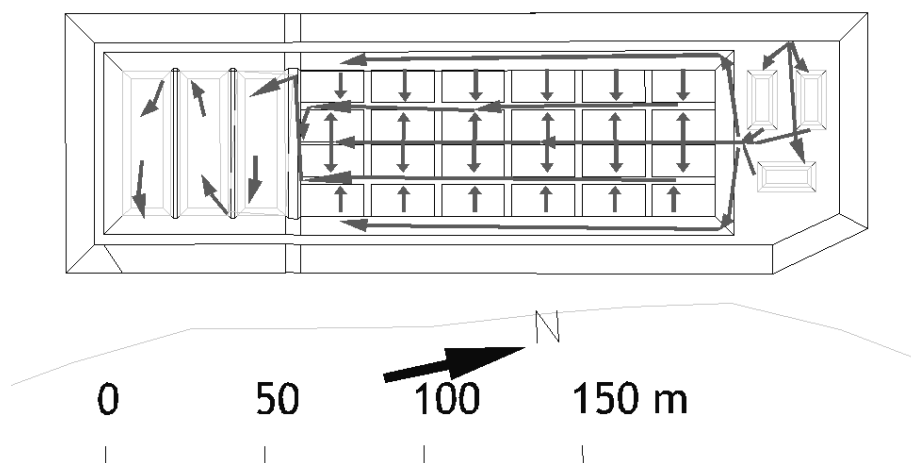
$$k_h \times i \quad (m/\text{dag}) \quad \leq 7 \quad (\text{Tchobanoglous, Burton})$$

Våtmarkens dimensioner erhöles genom att sätta in dessa gränsvärden i ekvation 26 och ekvation 27. Dessa redovisas i tabell 16 tillsammans med föroreningsbelastningen.

Tabell 16. Våtmarkernas dimensioner i de olika alternativen

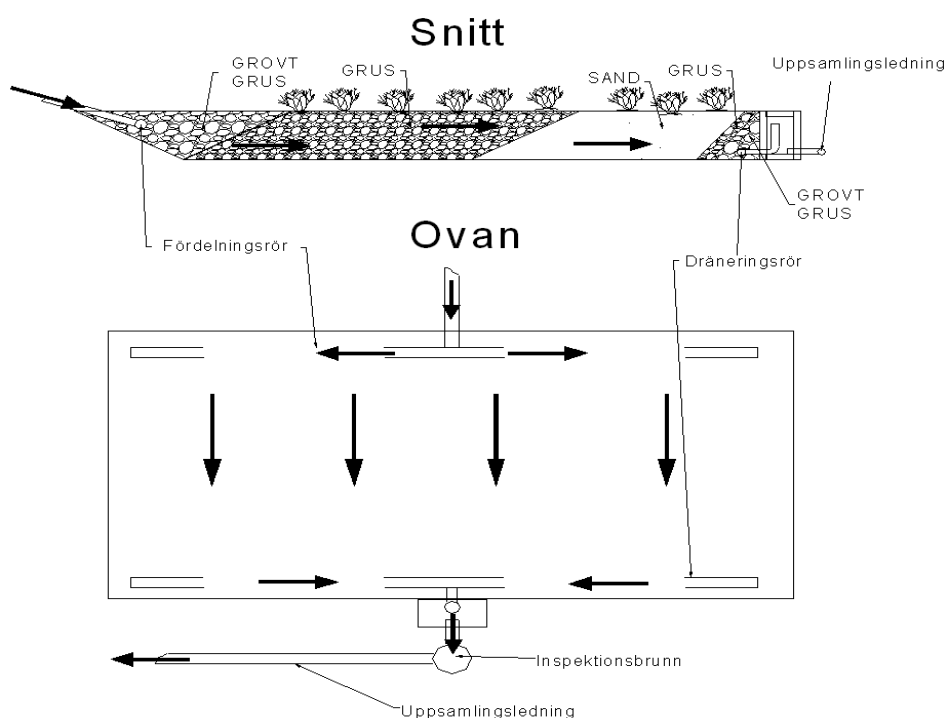
Parameter	Enhet	ARV	
		1	2
Antal celler		24	24
Individuell bredd	(m)	49	20
Individuell längd	(m)	11,3	10
Total bredd	(m)	300	120
Total längd	(m)	45	40
Djup	(m)	0,6	0,6
Lutning, i	(m/m)	0,02	0,02
Area/befolkning	(m ² /person)	1,8	1,6
Area/flöde	(m ² /m ³ vatten)	10,7	9,5
BOD belastning		110	120

Uppehållstiden i våtmarken ligger på mellan 1,4 och 1,5 dagar. Den nödvändiga tvärsnittsarean leder till att våtmarkens bredd blir betydande. Cellerna har därför delats in i fyra rader med sex mindre celler i varje så som visas i figur 16. Alla mått går att finna i bilaga 10. Den verkliga bredden blir då hälften av den teoretiska bredden. Cellerna är ändå betydligt bredare än vad de är långa (med bredd menas här tvärsnittet i flödesriktningen). I figur 16 kan också ses hur vattnet delas upp och distribueras i tre huvudledningar i nordsydlig riktning för att sedan samlas upp i två andra vilka leder det vidare till de aeroba dammarna.



Figur 16. ARV 2 sedd ovanifrån med de anaeroba dammarna längst till höger, våtmarkscellerna i mitten och de aeroba dammarna längst till vänster. Floden ligger direkt öster om anläggningen. Pilarna indikerar vattnets väg igenom anläggningen.

Filtermediet består av grovt grus, grus och sand med en diameter på mellan fyra och 40 mm indelat i sektioner på det sätt som visas i figur 17. En tvärgående horisontell ledning fördelar vattnet jämt i ett lager grövre grus/singel. En liknande ledning placerad i botten av ett lager grovt grus/singel i cellens botten del samlar sedan upp vattnet (figur 17). Materialvolymerna som använts till kostnads kalkylen, återfinns i bilaga 5.



Figur 17. En våtmarkscell sedd i genomskärning på längden samt ovanifrån.(OBS.Figuren är inte skalenlig.)

Efter varje våtmarkscell samlas vattnet upp och leds genom en gemensam uppsamlingsledning till södra änden av våtmarken där en pumpstation lyfter upp vattnet till de aeroba dammarna, vars yta ligger 1 meter högre än våtmarkens utlopp. Två pumpar som var och en klarar av att lyfta upp medelflödet en meter är tillräckligt eftersom flödet inte varierar på samma sätt som vid inloppet till anläggningen. En pump används åt gången. Den andra

fungerar som reserv. Man bör undvika att starta och stoppa pumparna ofta eftersom detta förkortar deras livslängd.

Fakultativa dammar

I den peruanska normen ges följande kriterier och riktvärden för dimensionering av fakultativa dammar:

- Dimensionerande temperatur, $T(^{\circ}\text{C})$, sätts till vattnets medelvärde den kallaste månaden.
- Ytbelastningen, $B_{Yt} \left(\frac{\text{kg } BOD_5}{\text{ha} \times \text{dag}} \right) \leq 250 \times 1,05^{(T-20)}$
- B_{Yt} väljs dock lägre om dammens form motiverar detta (avlånga dammar är känsligare för variationer), eller om dammdjupet exklusive ackumulerat slam $> 1,5$ m.
- BOD-reduktion beräknas med valfri vetenskapligt accepterad metodologi.
- Koefficient för bakterieavdödning, $k_{bak} (1/\text{dag})$, sätts mellan 0,6-1,0 vid 20°C .
- Slamackumulering, V_{slam} , beräknas genom att anta att:
 - o 80% av SS avlägsnas och slamvolymens organiska del reduceras till 50% genom anaerob nedbrytning
 - o slammets densitet = 1,05 kg/l
 - o andelen fasta partiklar i slammet 15–20 vikt-%
- Som indikatororganism för avlägsnandet av parasiter används parasitära maskar. En nominell uppehållstid (t_n) på lägst 10 dagar i en av enheterna krävs för att anse att godtagbar avdödning av parasitära maskar skett.
- Dammarnas form avgörs av dess funktion. Fakultativa dammar rekommenderas vara avlånga med ett längd:bredd förhållande på minst två
- Under rengöringsperioderna bör ytbelastningen på dammarna i funktion inte överskrida den maximalt tillåtna för den temperatur som råder under denna period.
- Då en damm tas ur funktion för underhåll och avlägsnande av ackumulerat slam skall kvarvarande dammar klara av att behandla hela flödet.
- De viktigaste parametrarna för dimensioneringen är ytbelastningen och uppehållstiden.

I denna studie dimensionerades de fakultativa dammarna utifrån de dimensionerande värden som redovisas i tabell 17.

Tabell 17. Dimensionerande värden för de fakultativa dammarna

Faktor	Enhet	Värde
Temperatur, T	$(^{\circ}\text{C})$	26
Nominell uppehållstid, t_n	(dagar)	>10
Ytbelastning, B_{Yt}	$(\text{kg } BOD_5/\text{ha} \times \text{dag})$	<335
Förhållande Längd:Bredd		>4
Djup, h	$(\text{m, inklusive slam})$	2

De resulterande dimensionerna samt beräknad reningseffekt för båda alternativen redovisas i tabell 18 och bilaga 9, där V_{Ind} står för dammarnas individuella volymer, V_{Tot} står för dammanläggningens totala volym, N/N_0 står för andelen kvarvarande bakterier efter dammarna och BOD_5/BOD_{5_0} står för andelen kvarvarande BOD_5 efter dammarna.

Tabell 18. Beräknade dimensioner och belastningar hos dammarna

Parameter	Enhet	ARV			
		1		2	
Antal dammar		3	(2)	3	(2)
Längd	(m)	170		120	
Bredd	(m)	20		15	
Djup	(m)	2		2	
Nominell uppehållstid, t_n	(dagar)	12,7	(8,5)	15,1	(10,1)
B_{Yt}	($kg\ BOD_5/ha \times dag$)	279	(419)	211	(316)
V_{Ind}	(m^3)	5280		2520	
V_{Tot}	(m^3)	15800		7540	
N/N_0	(%)	0,05	(0,34)	0,05	(0,18)
BOD_5/BOD_{5_0}	(%)	4,1	(10,1)	3,5	(7,3)

Vid beräkning av bakterieavdödning och reduktion av BOD_5 (tabell 18) användes Wehner & Wilhelms ekvation av första graden för reduktionshastighet (ekvation 28) (Tchobanoglous & Burton, 1991).

$$\frac{X}{X_0} = \frac{4ae^{(\frac{1}{2d})}}{(1+a)^2 e^{(\frac{a}{2d})} - (1-a)^2 e^{-(\frac{a}{2d})}} \quad \text{ekvation 28}$$

där X_0 : Substratets koncentration hos inkommande vatten

X : Substratets koncentration hos utgående vatten

d : Dispersionsfaktor. *Bredd/Längd* enligt peruanska normen

$$a = \sqrt{1 + 4kt_n d}$$

t_n : Uppehållstid (h)

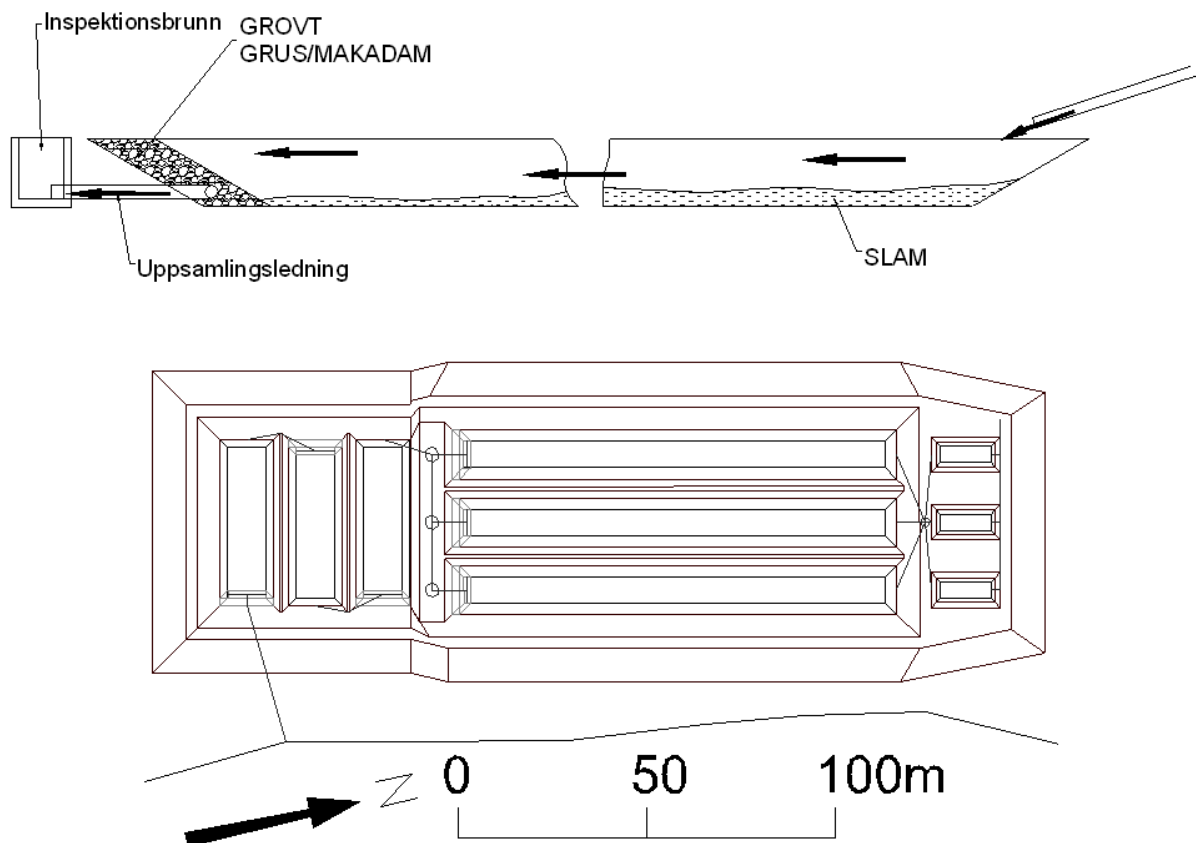
k : Första ordningens reaktionskonstant: $k_{col} = 0,8 \times 1,05^{(T-20)}$; $k_{BOD_5} = 0,25 \times 1,05^{(T-20)}$

Om inkommande vatten har en E.Coli halt på 10^8 ($N_0 = 10^8$) innebär detta att vattnet ut ur den fakultativa behandlingen har en E.Coli halt på 3×10^5 respektive 5×10^5 . Det krävs således ännu ett behandlingssteg för att uppnå godtagbar bakteriell status på utgående vatten.

Parasitägg kan också överleva långa perioder i slammet och transporteras med strömmar till dammens utlopp (Nelson m.fl., 2003). Dammarnas avlånga form motverkar kortslutande flöden vilka annars kan försämra bakteriereduktionen avsevärt

Den BOD_5 koncentrationen som här åsyftas är avlägsnandet av det syreförbrukande organiska materialet i det inkommande vattnet. Alger i vattnet ger högre mätvärden vid dammarnas utlopp än vad tabell 18 antyder.

För att minska koncentrationen av alger och suspenderat material i vattnet ut från dammen är dräneringsröret placerat nära botten och täckt av ett filter bestående av grovt grus och singel, så som visas i figur 18.



Figur 18. Längsgående snitt genom den fakultativa dammen samt en överblick över ARV 2.

Efter de fakultativa dammarna samlas vattnet upp i en gemensam uppsamlingsledning och leds vidare till den aeroba efterbehandlingen med hjälp av gravitation. Varje damm bör ha en inspektionsbrunn på uppsamlingsledningen innan denna ansluter till huvudledningen. I inspektionsbrunnen kan dammen stängas av och vattennivån kontrolleras.

Beräkningen av volymen ackumulerat slam baserades på följande antaganden:

- Förbehandlingen antas avlägsna 50 % av det suspenderade materialet (SS) i inkommande vatten (tabell 10 sid 46). Mängden suspenderat material som når de fakultativa dammarna (SS_0) är $17 \text{ g/(pers} \times \text{dag)}$.
- Av dessa 17 gram beräknas 80% avlägsnas ur vattnet genom sedimentering.
- Av sedimenterat slam reduceras 50% av den organiska delen genom anaerob nedbrytning.
- Det suspenderade materialets organiska del har genom mätningar bestämts till 84 % av den totala massan hos det suspenderade materialet.

Massan ackumulerat slam per år beräknades med ekvation 29 där Bef är projektbefolkningen.

$$m_{SS \text{ i slam}} = \frac{(0,8 \times SS_0 - 0,8 \times 0,843 \times SS_0 \times 0,5) \times Bef \times 365}{1000} \quad \left(\frac{\text{kg}}{\text{år}} \right) \quad \text{ekvation 29}$$

Massan räknades om till volym med ekvation 30 där slammets densitet (ρ_{slam}) sattes till 1,05 kg/l och andelen SS i slammet sattes till 20 vikt-% enligt normen.

$$V_{slam} = \frac{m_{SS \text{ i slam}}}{\rho_{slam} \times \text{andel}_{SS} \times 1000} \quad \left(\frac{\text{m}^3}{\text{år}} \right) \quad \text{ekvation 30}$$

Slamlagrets medeldjup beräknades enligt ekvation 31 utan att ta hänsyn till väggarnas lutning. $l \times b$ motsvarar den totala bottenarean för alla tre bassänger.

$$h = \frac{V_{slam} \times 100}{l \times b} \quad (cm) \quad \text{ekvation 31}$$

Beräknade slamvolymmer och djup hos ackumulerat slam efter 12 år redovisas i tabell 19.

Tabell 19. Beräknade volymer, massa och höjd hos ackumulerat slam

Parameter	Enhet	ARV	
		Alt 1	Alt 2
$m_{SS \text{ i slam}}$	(kg/år)	21600	8640
V_{slam}	(m ³ /år)	103	41
H	(cm)	1,7	1,6
$V_{slam \text{ 12år}}$	(m ³)	1200	490
$H_{slam \text{ 12år}}$	(cm)	20	20

Slammet upptar efter 12 år mindre än 10% av dammens totala volym vilket inte nämnbart påverkar effektiviteten. Slammet i bassängerna kommer troligen inte att distribueras jämt. De undersökningar Nelson m.fl. (2003) gjort visar att huvuddelen av slammet ackumuleras i början av dammen och i närheten av inloppet när dammen har en avlång form med endast ett inlopp.

Det är viktigt att dammarna töms en åt gången eftersom belastningen på de två kvarvarande dammarna ökar när den tredje tas ur funktion. Genom att tömma en fakultativ damm vart fjärde år i samband med att en anaerob damm töms kan slammet samhanteras och efterbehandlingen underlättas.

Aeroba dammar – putsdammar

Genom att låta vattnet passera en serie aeroba dammar förlängs vattnets uppehållstid i systemet och bakterieavdödningen förbättras.

Aeroba dammar används i samtliga ARV. Dimensionerna avgörs enbart av projektbefolkningen och är därför identiska för damm och våtmarksscenario.

För att undvika anaeroba och fakultativa förhållanden rekommenderar Sasse (1998) att dammarna inte är djupare än 1,2 meter. Samtidigt rekommenderar han ett djup på minst 0,9 meter för att undvika problem med bottenfasta växter. Djupet har här satts till 1,2 meter för att maximera uppehållstiden.

Vattnet syresätts genom syreupptag via ytan och genom algernas respiration. Om BOD₅-belastning är lägre än fyra g/(m² × dag) räcker syreupptaget genom ytan för att ersätta förbrukat syre (Sasse, 1998).

Vid dimensioneringen av dammarna eftersträvades en så låg BOD-belastning som möjligt på första dammen för att undvika anaeroba förhållanden.

BOD₅-belastningen beräknades till 5,86 kg/dag respektive 1,87 kg/dag för ARV 1 respektive 2 förutsatt att 50% BOD₅-reduktion uppnås i den primära behandlingen och reduktionen i de fakultativa dammarna är den som redovisas i tabell 18 (sid 59).

Tre dammar i serie har valts för att minska algkoncentration i vattnet ut från anläggningen. Likt i de fakultativa dammarna är uppsamlingsröret placerat längs botten av dammen på ena kortsidan under ett lager grovt grus/singel.

I de sista dammarna kan även fisk som Tilapia odlas. Denna kan öka den ekonomiska nyttan med dammarna samtidigt som den minskar förekomsten av insekter och växter (Sasse, 1996).

Målet med putsdammarna är att uppnå en bakteriekoncentration på 1000 E.coli/100 ml i det utgående vattnet. Hur väl de olika alternativen uppnår målet samt dammarnas dimensioner redovisas i tabell 20 där V_{Tot} står för dammarnas totala volym och N/N_0 står för andelen återstående bakterier i utgående vatten.

Tabell 20. Dimensioner, belastning samt beräknad effekt hos de aeroba dammarna

Parameter	Enhet	ARV		
		Alt 1 ¹		Alt 2
<i>Antal</i>		1	2	3
<i>Längd</i>	(m)	65	65	45
<i>Bredd</i>	(m)	30	15	15
<i>Djup</i>	(m)		1,2	1,2
<i>Nominell uppehållstid</i>	(dagar)		5,7	7,3
$B_{Yt(Första\ dammen)}$	($g^{BOD5}/m^2 \times dag$)		3,0	2,8
V_{Tot}	(m^3)	7100		3600
N/N_0	(%)	2,6		2,0

1. I ARV 1 är den första dammen dubbelt så bred som de efterföljande för att minska ytbelastningen.

För beräkning av bakterieavdödningen användes ekvation 28(sid 59) eftersom samma principer för avdödning gäller här.

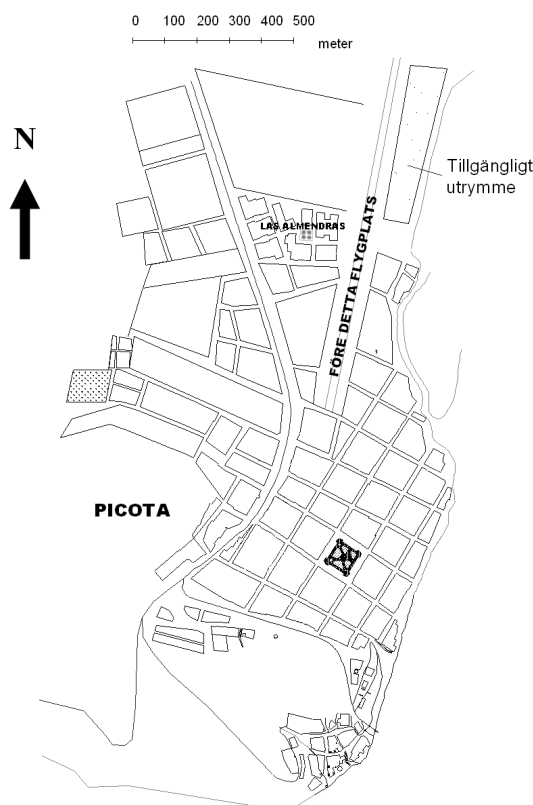
För att inte överbelasta den första dammen i ARV 1 är denna dubbelt så bred som de efterföljande två. Detta kan leda till kortslutande flöden och sämre bakterieavdödning. För att motverka att detta inträffar kan inkommande vatten distribueras över flera inlopp utspridda över bassängens kortsida.

I de aeroba dammarna sker ingen slamackumulation. Dessa används därför i serie utan att behöva tas ur bruk annat än för översyn och underhåll. Den bör utföras under den del av året anläggningen inte brukas.

Skyddskonstruktioner

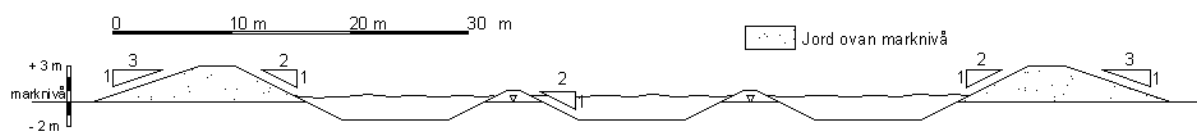
Som skydd mot de översvämningar som inträffar då floden stiger till följd av kraftiga regn uppströms krävs att skyddsvallar konstrueras runt hela anläggningen. När floden stiger kan den nå en till en och en halv meter över marknivån på den plats som är aktuell för en reningsanläggning (figur 19). Trots att översvämningarna endast varar några få timmar per år krävs att vallarna når minst en meter över högsta tänkbara vattennivå. Dessa vallar krävs oavsett anläggningstyp.

Det finns inga exakta data på hur högt översvämningarna når, men människors erfarenheter och de skyddsvallar som konstruerats för risodlingarna direkt norr om den aktuella terrängen, i slutet av flygplatsens landningsbana, tyder på att en vallhöjd på mellan två och en halv till tre meter bör räcka.



Figur 19. Karta över Picota med mark disponibel för reningsanläggning markerad

Vid beräkning av jordvolymen för konstruktion av skyddsvallen räknades med en höjd på tre meter. Det horisontella:vertikala förhållandet hos vallarnas sluttningar sattes till 2:1 på insidan av vallen och 3:1 på utsidan (figur 20). Sluttningarna täcks med ett två decimeter tjockt lager singel för att skydda mot regnets och flodens eroderande verkan. Detta bör vara mycket grovt på utsidan för att inte transporteras bort av flodvattnet vid översvämningar. Det är möjligt att den södra och östra sidan kan behöva förstärkt skydd gentemot översvämningssmassornas eroderande effekt. Det har inte räknats med i den ekonomiska jämförelsen, men måste tas under övervägande innan ett beslut om en eventuell anläggning skall byggas tas. Sluttningarna måste hållas rena från annan växtlighet än gräs för att inte försvagas. Den nedersta delen av vallarnas insida mot dammen bör hållas helt ren för att undvika insektsproblem.



Figur 20. Snitt genom anläggningen med fakultativa dammar.

Skyddsvallarnas krön är tre meter brett runt hela anläggningen så att arbetsmaskiner kan framföras på dessa vid behov. Vallarna är konstruerade så att man kan köra upp med arbetsmaskiner på vallen och ner i dammarna för att underlätta avlägsnandet av ackumulerat slam. I figur 17 & figur 18 har dessa ramper inte ritats ut.

Vallarna konstrueras av det material som erhålls från utgrävningarna av dammar och våtmarksceller samt material utifrån. Markstudierna visade att denna jord har mycket goda

tätande egenskaper. Det krävs därför inte några speciella åtgärder för att undvika perkolation och vallhaveri. Det material som införskaffas utifrån har i kostnadskalkylen prissatts genom att anta att mark köps upp strax utanför Picota. Översta metern på denna mark används till vallbygget. En kubikmeter lera motsvarar således ett markbehov på en kvadratmeter. Marken som köps måste innehålla lera av god kvalitet för dammbygge, liknande den som finns på platsen för reningsverket. Jord av denna typ är väldigt bördig och värdefull på icke översvämningsdrabbad mark, vilket fördyrar bygget.

Volymer beräknades genom att skapa tredimensionella modeller av anläggningarna i autocad®. De olika alternativens beräknade dimensioner, arealbehov samt volymer jord, grus och sand redovisas i tabell 21.

Tabell 21. Beräknade dimensioner, arealbehov samt volymer av olika material hos olika ARV.

Parameter	Enhet	Våtmark		Damm	
		1	2	1	2
Dimensioner	(längd × bredd, m)	455 × 100	250 × 82	315 × 100	240 × 85
Arealbehov	(ha)	7	4	4,5	3,5
Total vallvolym	(m ³)	36000	22000	29000	21000
Utgrävd volym	(m ³)	24000	17000	16000	15000
Importerad volym	(m ³)	12000	4600	13000	5800
Grovt grus/singel	(m ³)	7700	3900	2200	1500
Grus	(m ³)	1100	470	-	-
Grov sand	(m ³)	3800	1400	-	-

Arealbehovet i tabell 21 är den mark som behöver köpas för bygget, vilket är mer än själva anläggningens areal. Markbehovet för importerad jord ingår inte i detta arealbehov.

Skötsel och underhåll

Skötsel och underhåll av dammar och våtmarker kan delas upp i daglig och periodisk. Till den dagliga skötseln hör kontroll och tömning av rensgaller och sandfång, kontrollera pumparnas funktion, samt att ledningar och fördelningsbrunnar fungerar tillfredställande så att hela anläggningen blir jämt belastad. Till detta har uppskattats att det behövs en person i alla sex scenarier. Denna bör vara anställd på heltid för skötsel av anläggningen och vara utbildad i processernas funktion och skötsel för att säkerställa att dessa sköts korrekt.

Våtmarksalternativen kräver något mer tillsyn eftersom vattenflödet periodvis måste styras om mellan cellerna.

Till den periodiska skötseln hör att tömma dammarna på ackumulerat slam när detta nått en viss höjd (tabell 15 & tabell 18). Detta beräknas inträffa tidigast vart sjätte år i de anaeroba dammarna och vart 12:e år i de fakultativa dammarna, förutsatt att de inte överbelastas. För att maximera den aktiva volymen bör ett tömningsschema tillämpas så att en anaerob damm töms vartannat år och en fakultativ damm vart fjärde år.

Tömning av dammarna kräver extra arbetskraft. Slammet tas upp ur och transporteras bort från dammarna till slutbehandling. Tömningen av de fakultativa dammarna är betydligt mer arbetskrävande än tömningen av de anaeroba dammarna. Slammet i de anaeroba dammarna kan tömmas med en avloppspump förutsatt att minst en av dessa är drickbar och flyttbar. I våtmarksalternativen produceras endast slam i de anaeroba dammarna.

Skyddsvallarnas tillstånd måste hållas under uppsikt för att undvika att dessa försvagas efter regn och översvämningar. Om de försvagats måste de omgående förstärkas. Vid behov tillkallas extra personal för att utföra reparationer på defekta detaljer eller mer avancerat underhåll av exempelvis pumparna.

Slambehandling

Det slam som samlas i den primära och sekundära behandlingen kommer som tidigare nämnts behöva avlägsnas med jämna mellanrum. Eftersom stor del av detta slam ännu inte stabiliserats och även innehåller patogent material måste det genomgå en behandling innan det kan deponeras eller återanvändas på ett riskfritt sätt.

För att avvattna slammet i de fakultativa dammarna stängs den damm som skall tömmas av och allt vatten pumpas ut. Därefter får solen och värmen avdunsta den vätska som är kvar i slammet. För att detta skall fungera krävs att det utförs under den torra delen av året samt att slamdjupet inte tillåts bli för stort innan tömning. Vid regn måste den damm som står på torkning och anslutande vallar täckas över så att de störtskurar som förekommer inte tillför mer vatten än vad som avdunstar.

Att dammarna måste tas ur bruk när reningsanläggningen används försämrar reningseffekten och bör därför utföras så sällan och under så kort tid som möjligt.

För avvattning av de anaeroba dammarna pumpas slammet upp och sprids ut över en specialpreparerad dränerad torkbädd. Att tömma de anaeroba dammarna görs enklast med en avloppspump eftersom dammen är djup och har branta väggar.

Torkbädden är dränerad med en impermeabel botten täckt av grov sten. Ovanpå detta följer ett lager singel (>50mm) och ett lager sand. Slammet sprids ut i ett tre decimeter tjockt lager. Dräneringsvattnet leds tillbaka till förbehandlingen.

Torkbäddens placering är inte bestämd i denna studie. I ARV 2 är mängderna slam så små att bädden kan konstrueras på den del vallarna som inte behövs för fordonstransport. I ARV 1 räcker inte vallarnas yta till. Här kan tömningen antingen ske oftare genom att pumpa upp det äldsta slammet ifrån botten utan att tömma dammen, eller så placeras torkbädden nedanför och utanför skyddsvallarna. Där utsätts den emellertid för översvämningar och kommer regelbundet att täckas med sediment samtidigt som bäddens material riskerar att föras bort med översvämningssmassorna.

Efter avvattningen är materialet mer lätthanterligt. Både ur de fakultativa dammarna och ur torkbäddarna kan det då tömmas maskinellt eller manuellt för att efterbehandlas. Enklast och lämpligast i det här fallet är att kompostera materialet. Komposteringen kan ske i form av en strängkompost på en av dammvallarnas långsida. Under komposteringsprocessen hygieniseras och stabiliseras slammet så att det sedan kan återanvändas antingen som jordförbättring eller läggas på deponi utan risk för miljön och omgivningen.

Slamhanteringen medför relativt arbetsintensiva moment, men sker med flera års mellanrum. I den jämförande kostnadskalkylen har dessa moment inte inkluderats eftersom de är svårbestämda. Vid konstruktionen av en dammanläggning måste denna kostnad dock tas med som en årlig utgift på samma sätt som den för personal och pumpkostnad.

Kostnadskalkyl för avloppsreningsverk

Vid jämförandet av de olika kombinationer av befolkningsstorlekar och ARV som kan komma att uppstå togs hänsyn till de ingående delarnas avskrivningstid i respektive ARV. En detaljs avskrivningstid sattes till dess uppskattade livslängd.

Delkostnaderna delades in i tre huvudgrupper med 20, 10 respektive 6 års avskrivningstid. Markkostnader och förberedande arbete behandlades separat eftersom denna årskostnad beräknades med en annan metod.

Den totala investeringskostnaden för varje scenario bestod således av fyra olika investeringskostnader (I_n). Delkostnaderna går att finna i bilaga 6.

De olika detaljernas avskrivningstid delades in som följer:

- Markkostnad och förberedande arbete
- 20 års avskrivningstid
 - Vallar och dammar med tillhörande material samt utgrävning
 - Förbehandling:
 - Bräddavlopp med ny ledningsdragnings
 - Sandfång
- 10 års avskrivningstid
 - Förbehandling
 - Rensgaller
 - Reningsverksdetaljer
 - Inre ledningar
 - Fördelnings & uppsamlingsbrunnar
 - Impermeabilisering
- 6 års avskrivningstid
 - Pumpstationer under för- och sekundär behandling
 - Övriga installationer såsom byggnader och utgifter i samband med konstruktion

Den totala årskostnaden beräknades med ekvation 1 (sid 27).

Årskostnaden för mark och förberedande arbete beräknades genom att multiplicera investeringen med den använda räntesatsen, r . Annuiteten motsvarar det belopp som återbetalas per år på ett banklån taget till den aktuella räntesatsen.

Kostnader för personal och energi till pumpningen samt årskostnaden för mark och förberedande arbete ingår i de årligen återkommande (U_a) utgifterna i ekvation 1. Kostnaden för personal är baserad på en heltidsanställning med en månadslön på 1000 PEN (PERuanska Nya sol, 1 PEN $\approx$ US\$3,50) i samtliga scenarier. Pumpkostnaden är baserad på framställning av el med ett direktinsprutat diesellaggregat med en verkningsgrad på 30%. Även dessa kostnader går att finna i bilaga 6

Kostnaderna för efterbehandling av slam och underhåll inkluderades inte eftersom de beror på hanteringssystem och är svårbedömda. Dessa måste dock tas med i en fullständig studie.

Inkomster (B_a) förekommer endast om kommunen finner intressenter för det behandlade slammet. I kostnadskalkylen har dessa satts till 0.

I tabell 22 visas investeringarna, annuiteterna, årliga utgifter samt de totala årliga kostnaderna för samtliga reningsanläggningar.

Tabell 22. Investeringar och annuiteter uppdelade efter avskrivningstid samt totala årskostnader (PEN) för samtliga reningsanläggningar.

	ARV 1		ARV 2	
	Våtmark	Dammar	Våtmark	Dammar
Investering				
20 år	1 170 000	680 000	670 000	510 000
10 år	150 000	57 000	95 000	39 000
6 år	70 000	70 000	53 000	61 000
Mark	74 000	52 000	35 000	34 000
Total	1 470 000	860 000	850 000	640 000
Annuitet				
20 år	190 000	110 000	110 000	81 000
10 år	30 000	11 000	19 000	8 000
6 år	19 000	19 000	14 000	16 000
mark	11 000	8 000	5 000	5 000
Total	250 000	150 000	140 000	110 000
Årliga utgifter	28 000	26 000	18 000	17 000
ÅRSKOSTNAD	270 000	170 000	160 000	130 000

Årskostnaden dividerades med projektbefolkningen för respektive ARV. På så sätt erhöles den årskostnad per ansluten person för konstruktion enbart av avloppsreningsverket som redovisas i tabell 23.

Tabell 23. Årskostnaden per betjänad person för respektive ARV

ARV	ARV	Årskostnad (PEN)
1	Våtmark	37
	Dammar	23
2	Våtmark	51
	Dammar	40

Tabell 23 visar att reningsanläggningarna har tydliga stordriftsfördelar. Men för att kunna göra en rättvis jämförelse måste även den del av befolkningen som inte är ansluten till det kommunala avloppet i ARV 2 vägas in. Detta har gjorts i den ekonomiska jämförelsen mellan alternativen senare i rapporten.

Lokalt omhändertagande (TORR)

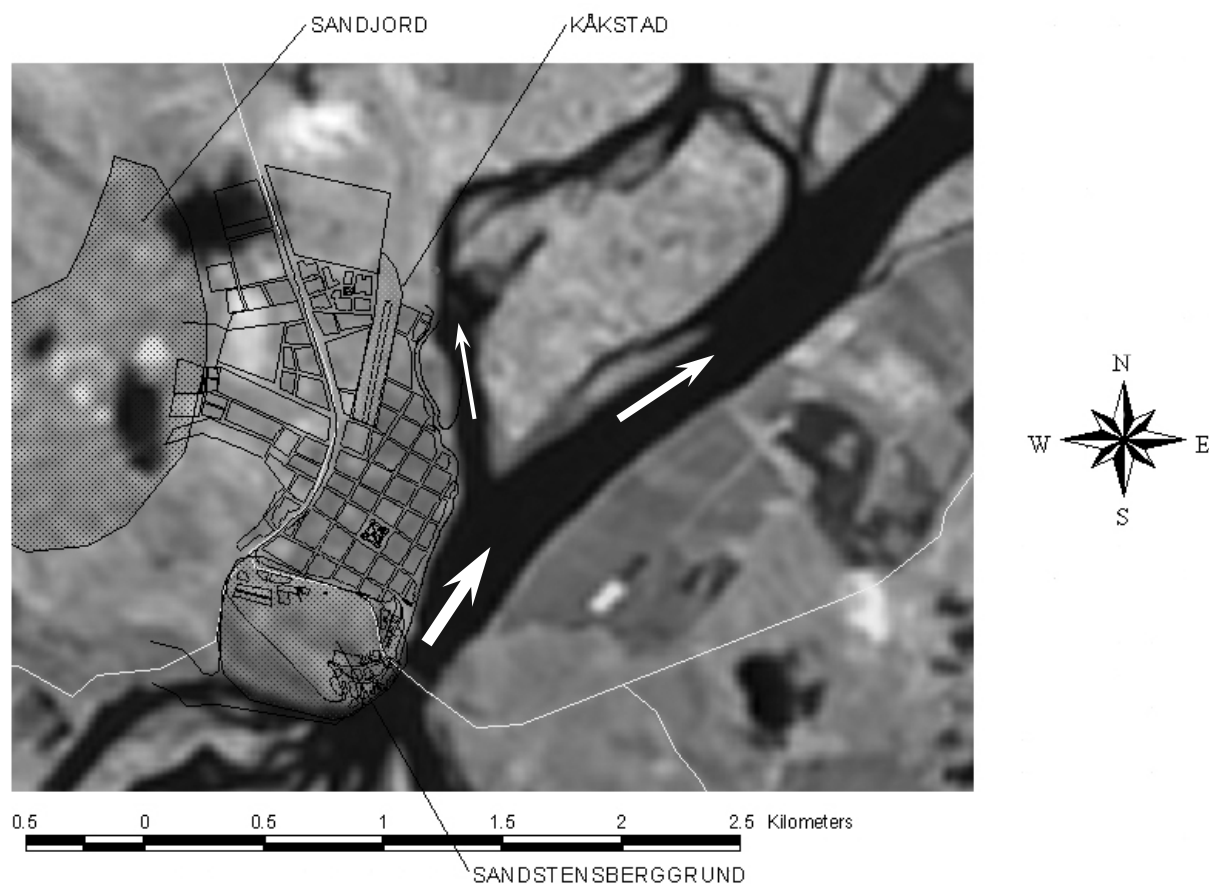
I TORR scenariot samt i de scenarier där ARV inte betjänar hela befolkningen måste även invånarna som ej är anslutna till det kommunala avloppsledningsnätet erbjudas möjligheten att omhänderta sitt toalett- och BDT-vatten på ett hygieniskt och miljömässigt acceptabelt sätt för att systemen skall kunna bedömas likvärdiga och jämförbara.

Aktuell situation

Det vanligaste sanitära systemet i Picota idag bland dem som inte är anslutna till det kommunala avloppet är latriner. De kan ofta användas många år utan att behöva tömmas eller

flyttas och kräver minimalt underhåll. Ur hygienisk synpunkt är dessa dock inte godtagbara. De medför stora insekts- och luktproblem. Om de är grävda i lerjord i vilken vätskan inte infiltrerar är de mycket känsliga för inträngande regnvatten. De latriner som är byggda på sandgrund är inte lika känsliga för inträngande vatten. Dessa kan dock kontaminera grundvattnet och göra detta obrukbart. De bör därför inte användas där grundvattnet används som dricksvatten.

Huvuddelen av staden Picota är byggd på lergrund. Väster om staden är andelen sand i marken högre, men där bor få människor (figur 21). Den allra äldsta bebyggelsen är belägen på ett berg av sandsten vilket omöjliggör konstruktion av latriner och fördyrar dragning av kommunalt avlopp. En del av de boende använder där latriner och andra toalettlösningar ovan mark. Dessa utgör en hälsorisk eftersom de ofta läcker och förorenar flodvattnet uppströms den kommunala pumpstationen för dricksvatten.



Figur 21 visar i vilka delar av Picota marken inte består av lerjord samt kåkstadens placering.

Flera hushåll är anslutna till dricksvattennätet än till avloppsledningsnätet. Dessa låter ofta vattnet ledas bort över marken eller avdunsta. Det fungerar mindre väl i flacka områden under den fuktigare delen av året då vattnet blir permanent stående ovan markytan.

Möjliga lösningar

I denna studie har förutsättningar för lokalt omhändertagande av toalettfraktionerna med urinsorterande torrtoaletter studerats närmare. Behandlingen av BDT-vattnet varierar beroende på de lokala förutsättningarna.

Urinsorterande toaletter valdes framför komposterande (mull), urinseparerande och avdunstningstoalletter av följande skäl:

- Komposteringstoaletter är mer svårskötta eftersom det krävs en god förståelse av komposteringsprocessen för att använda och sköta dessa. Eftersom materialet alltid är fuktigt är insekter ett vanligt problem. Innehållet blir lätt illaluktande och ohygieniskt om komposteringen inte fungerar.
- I urinseparerande toaletter förorenas urinen med patogener från fekalierna då dessa blandas innan de separeras.
- Avdunstningstoalletter kräver att temperaturen i fekaliekammaren når tillräckligt höga temperaturer för att avdunsta urinen (Moe & Izurieta, 2003). Detta genomförs enklast genom att konstruera en solfångare som höjer temperaturen inne i kammaren. I Picota är medeltemperaturen konstant hög och solen står alltid högt om dagarna. Problemet är att staden ligger endast sex grader söder om ekvatorn vilket leder till att solen ibland befinner sig i norr och ibland i söder. En solfångare på endast en sida om toaletten hamnar då i skugga halva året.
- I icke sorterande system kan kol:kväve kvoten i fekalierna bli så låg på grund av urean i urinen att komposteringsprocessen ej fungerar väl.
- Stor del av kvävet går förlorat i form av ammoniakavgång i samtliga toalettyper.

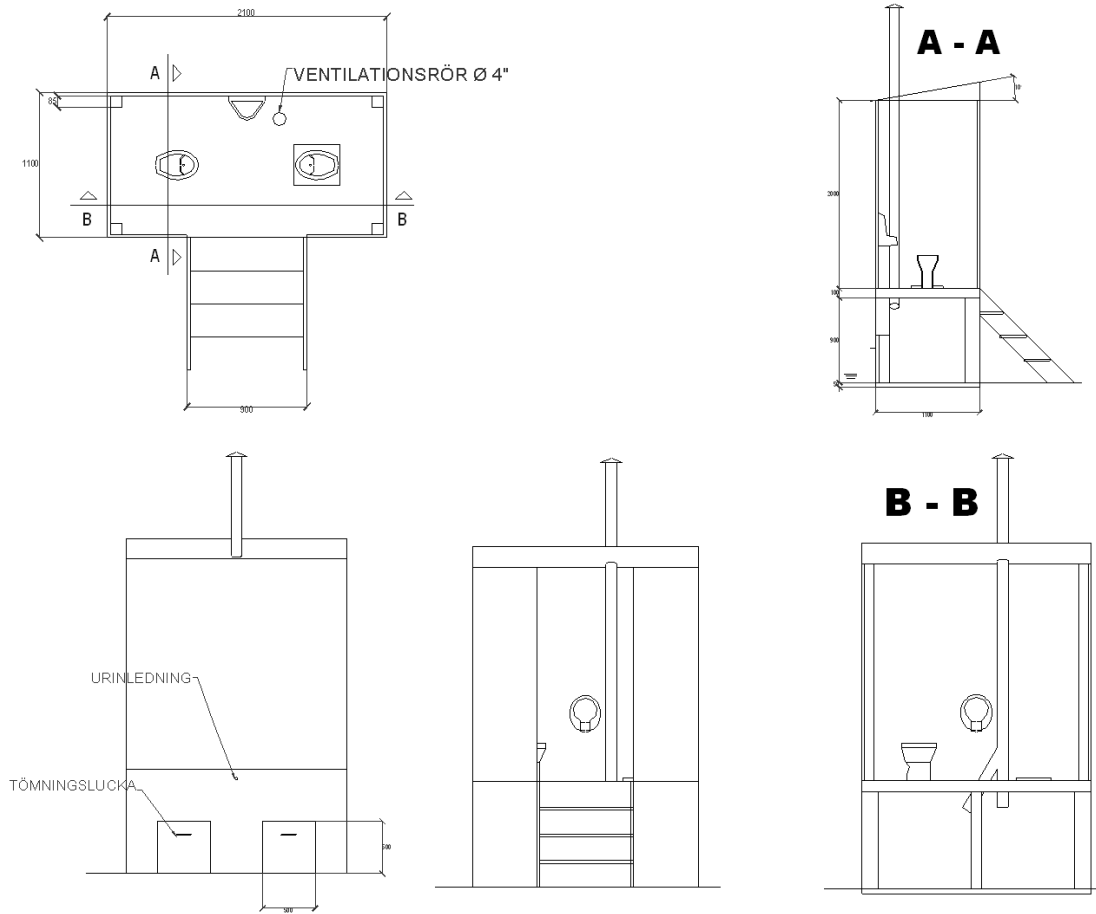
De torra urinsorterande toaletternas fördelar kan sammanfattas i följande punkter:

- Genom att torka ut och lagra fekalierna avdödas patogener och man undviker insektsproblem.
- Risken för smittspridning via urinen är lägre eftersom den inte kommer i kontakt med fekalierna och att den naturligt innehåller få patogener.
- Systemet är lättskött och har visat sig fungera väl under liknande förhållanden.
- Den näringsrika urinen samlas upp på ett sätt som gör den enkel att återanvända utan större förluster.

Utformning av systemet

Torrtoalett

Toaletten som har använts för att jämföra kostnaderna i denna studie är utformad efter mexikanska och peruanska förebilder (Esrey m.fl., 2001a;b; CENCA, 2002). Den består av en fristående byggnad med två fekaliekammare på vardera 1 m³ med en bottenplatta i betong, väggar av tegel och ett armerat betonggolv. Ovanpå dessa byggs väggar av trä och ett tak av korrugerad plåt. För ventilation av fekaliekammaren används fyra tums pvc-rör vars öppning täcks med myggnät av metall (figur 22). Toalettstolen köps färdiggjuten från Lima där det finns formar importerade ifrån México och hantverkare utbildade i att tillverka stolarna (CENCA, 2002). Stolarna tillverkas i cement och granit. Gjutformar kan också köpas in och hantverkare utbildas för lokal produktion. Om många toaletter skall tillverkas blir detta en billigare lösning. Mer detaljerade uppgifter om materialbehovet för ett system med lokalt omhändertagande återfinns i bilaga 7.



Figur 22. En skiss över den toalettmodell som beskrivs här och som användes för beräkningen av kostnaderna.

När toaletten brukas används endast en fekaliekammare åt gången. När denna börjar bli full täcks den med ett lager jord och kalk eller aska och förseglas (figur 23). Den får därefter stå och mogna tills den andra kammaren fyllts upp. Under denna tid sker hygienisering och uttorkning.. Därefter kan fekalerna arbetas in direkt i jorden eller efterkomposteras.



Figur 23. Interiören i ett badrum med urinsorterande torrtoalett (foto:B.Vinnerås).

De viktigaste faktorerna för avdödningen av patogener i urinsorterande torrtoaletter har i undersökningar av Moe & Izurieta (2003) visat sig vara pH, temperatur och tid. Kalk och/eller aska bör tillsättas efter varje användningstillfälle för att höja pH i fekalerna och fekalerna bör mogna under minst ett år utan tillförsel av färsk fekalier.

För att uppskatta volymerna ackumulerat material då fekalier förvaras torrt och ingen nämnvärd nedbrytning sker av fekalier eller toalettpapper föreslår Reyes m.fl. (1992) att man använder 90 liter per person och år som ett högt skattat värde. En kammare på en kubikmeter skulle då utan problem klara av att ta emot fekalerna från 11 personer under ett års tid. Eftersom jord, kalk och aska också kommer att tillföras kammaren minskar kapaciteten. Man kan med relativt god säkerhet anta att en kammare går att bruka minst ett år hos en familj på fem personer, vilket är medelstorleken för en familj i Picota.

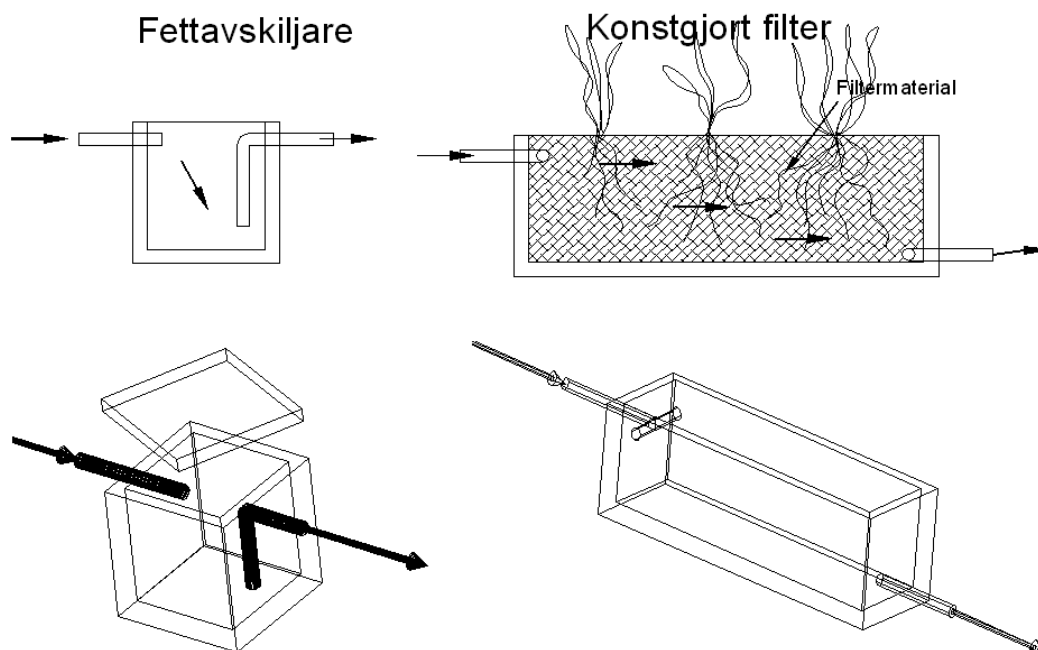
Urin leds genom en rörledning till ett uppsamlingskärl på baksidan av toaletten (figur 22) vilket enkelt kan bytas och tömmas. I urinen återfinns större delen av kvävet (80-90%), kaliumet (70-80%) samt fosfor (60-70%) i en form som är koncentrerad och lättillgänglig för växterna. Denna växtnäring kan utnyttjas direkt i hushållens odling eftersom urinen normalt inte innehåller patogener. För att minska förlusten av kväve i form av ammoniakavgång bör urinen arbetas in i marken så snart som möjligt efter appliceringen.

BDT-vatten

Några hanteringsmetoder för BDT-vatten som provats under liknande förhållanden på andra håll är bland annat förstärkt infiltration, avdunstning, förstärkt avdunstning med hjälp av vegetationen och biologiska filter (Franceys m.fl., 1992; Esrey m.fl., 2001a;b; CENCA, 2002).

Infiltration kräver att marken tillåter vattnet perkolera i den takt som detta tillförs. I Picota går detta ofta inte att genomföra på grund av den tättslutande leran. Avdunstning fungerar endast då avdunstningen är högre än nederbörden året runt. I Picota är nederbörden högre än avdunstningen halva året. Förstärkt avdunstning med hjälp av vegetationen kan uppnås genom att låta vattnet infiltrera i växternas rotzon. Tack vare växternas vattenupptag, som drivs på av evapotranspirationen, påskyndas därigenom infiltrationen och avdunstningen samtidigt som växterna får tillgång till de näringsämnen BDT-vattnet innehåller samt en god tillgång på vatten året runt. Denna metod skulle kanske kunna fungera i Picota. Många har träd och buskar i sina trädgårdar vilka de enkelt och billigt skulle kunna utnyttja för att påskynda avdunstningen. Marken runt rotzonen måste då prepareras på ett sätt som ökar infiltrationen och perkolationen eftersom leran i Picota är en effektiv barriär mot vattentransport. Vid konstruktionen av en infiltrationszon är det viktigt att undvika att en vattenspegel ovan mark skapas, annars kan problem med djur, bristfällig hygien och dålig miljö uppstå.

Rening i små konstgjorda filter av grus och sand fungerar i princip som mycket små våtmarksceller (figur 24). Dessa fungerar under de flesta förhållanden och kan byggas i tätbebyggda områden. De har därför använts i den ekonomiska jämförelsen mellan olika alternativ. Dimensioner och kostnader har tagits ifrån CENCAs projekt i San Juan de Lurigancho i Lima (CENCA, 2002).



Figur 24. Principskiss över fettavskiljare och konstgjort filter av grus och sand för rening av BDT-vatten (OBS. Figurerna är inte skalenliga).

Kostnadskalkyl för lokalt omhändertagande

Årskostnaden för lokalt omhändertagande beräknades på samma sätt som för reningsanläggningarna. Avskrivningstiden sattes till 10 år på filtret för BDT-vatten reningen, fettavskiljaren samt torrtoalettdetaljerna.

Kostnaderna har delats in i material- och arbetskostnader vid konstruktionen av själva toaletten samt återkommande kostnader i samband med teknisk handledning, rådgivning och uppföljning av installerade toaletter.

Den totala investeringskostnaden per hushåll för ett system med en torrtoalett och ett BDT-vatten filter är 1 030 PEN. Den torrtoalett som beskrivits ovan kostar totalt 640 PEN att tillverka till lokala priser. Toalettstolen och urinoaren tillverkas dock i Lima och fraktas till Picota. Frakt och arbete utgör 33% av toalettens totala investeringskostnad, resten är materialkostnader (bilaga 8). Det konstgjorda filtret samt fettavskiljaren kostar totalt 295 PEN (CENCA, 2002). Resterande 95 PEN är kostnader för teknisk handledning, rådgivning och uppföljning i samband med introduktionen av systemet.

Kostnader för teknisk handledning, rådgivning och uppföljning står ofta kommun, hälsovårdsmyndigheter och andra inblandade organisationer för.

I kostnadskalkylen räknades med att fem personer arbetar heltid med teknisk handledning och rådgivning samt att fem personer arbetar heltid med hälsorådgivning och utbildning under det första året då systemet introduceras. Dessa utgifter inkluderades i den totala annuiteten som planerings och introduktionskostnader med 20 års avskrivningstid (bilaga 8).

Från och med år två räknades handledning och rådgivning som en årligt återkommande kostnad. I samtliga scenarier har räknats med två personer för teknisk rådgivning och två personer för hälso- och hygien rådgivning på heltid. Denna redovisas i tabell 24 som årliga utgifter.

Den vattenbesparing i form av minskad spolvattenförbrukning till spolning som torrtoaletter medför inkluderades som en årlig besparing. Den beräknades genom att multiplicera antalet användare som inför torrtoaletter med vattenbesparingen samt med det pris konsumenterna betalar för vattnet.

Kostnaden för en kubikmeter vatten baserat på den fasta månadsavgiften och medelförbrukningen är 0,83 PEN och det uppskattades att 1/3 av vattnet används till spolning.

Årskostnaden för införande av ett TORR system för 2000, 4500 respektive 7500 personer beräknades med ekvation 1 (sid 27) där annuiteterna, årskostnaderna samt vattenbesparingen medtagits. Dessa befolkningsmängder motsvarar de som ej skulle betjänas av ett ARV då dessa betjänar 0 eller 3000 personer och den totala befolkningsmängden är antingen 5000 eller 7500 personer. Resultaten visas i tabell 24.

Tabell 24. Totala investeringskostnaden, annuiteten samt årliga utgifter och årskostnad

	Betjänad befolkning		
	2000	4500	7500
Investering	380 000	860 000	1 430 000
Annuitet	91 000	180 000	290 000
Årliga utgifter	48 000	48 000	48 000
ÅRSKOSTNAD	99 000	140 000	180 000

På samma sätt som för reningsverken beräknades årskostnaden per person för de system storlekar som ingår i den ekonomiska jämförelsen (2000, 4500 & 7500). Resultaten visas i tabell 25.

Tabell 25. Årskostnad per person (PEN) vid installation av torrtoalett för olika systemstorlekar

Befolkning	Årskostnad
2000	50
4500	31
7500	25

De stordriftsfördelar som kan anas i tabell 24 & tabell 25 beror till stor del på att samma planerings och introduktions- samt årligen återkommande kostnader använts i alla systemstorlekar. Detta syns ännu tydligare i tabell 26 där enbart myndigheter och andra organisationer står för dessa kostnader. I samma tabell framgår också hur stor del av kostnaden som faller på hushållen. Hushållen får bära den största kostnaden vid införande av lokalt omhändertagande. Myndigheterna kan underlätta för hushållen genom att låta besparingen i vattenförbrukning komma dem till godo. Hushållens kostnader blir då de som visas i tabell 26.

Tabell 26. Investeringskostnad, annuitet, årliga utgifter och årskostnad per person (PEN) för befolkningen respektive myndigheter och andra inblandade organisationer.

	Befolkningen		Myndigheter och andra organisationer		
	Torrtoalett	Vattenklosett	2 000,00	4 500,00	7 500,00
Total investering	191	143	60	24	16
Annuitet	33	28	10	4	3
Årliga utgifter	0	0	24	11	6
Årlig besparing	20	0	0	0	0
Årskostnad	13	28	34	15	9

Förbrukningsbaserad avgift på vattenkonsumtionen är ett måste för att någon vattenbesparing skall ske. Om detta införs ökar den samhällsekonomiska nyttan eftersom det vatten som produceras räcker till fler personer. Man kommer samtidigt närmare att uppfylla milleniemålet att innan år 2015 halvera mängden människor utan uthållig tillgång till dricksvatten och sanitet.

Ekonomisk jämförelse mellan alternativen

De kostnader som jämförts mellan kostnadskalkylerna är myndigheternas årskostnad, användarnas årskostnad samt hela systemets årskostnad per person. Den senare är summan av de två första.

Användarnas direkta kostnader framgår av tabell 26. Ett system med lokalt omhändertagande kostar årligen varje användare 13 PEN medan ett system med vattenklosett ansluten till det centrala avloppssystemet kostar varje användare 28 PEN per år. Detta förutsätter att ett konsumtionsbaserat system införs så att vattenbesparingen kommer användarna tillgodo.

Myndigheternas årskostnad representerar hur mycket myndigheter och andra inblandade organisationer måste betala för att genomföra ett projekt. Denna redovisas i tabell 27.

Tabell 27. Myndigheternas årskostnaderna per person för respektive scenario med befolkningsmängderna 5000 & 7500 personer

	Våtmark		Dammar		Lokalt omhändertagande	
	5000	7500	5000	7500	5000	7500
ARV1	-	37	-	23	-	-
ARV2	36	29	30	25	-	-
TORR	-	-	-	-	10	6

Hela systemets årskostnad beräknades med ekvation 32 där redan existerande vattenklosetter, kostnaden för installationen av nya vattenklosetter samt kostnaden för införande av lokalt omhändertagande och systemets totala storlek vägts in.

$$\text{Årskostnad} = \frac{K_{RV} + K_{VK} \times n_{vk} + (K_{An} + K_{MO}) \times n_{TORR}}{n_{TOT}} \quad \text{ekvation 32}$$

där K_{RV} : Totala årskostnaden för reningsverket.

K_{VK} : Årskostnaden per person för en ny vattenklosett (28 PEN/person).

n_{vk} : Antal personer som behöver ny vattenklosett.

K_{An} : Årskostnaden per person för lokal behandling (13 PEN/person).

K_{MO} : Årskostnaden för myndigheter och andra organisationer vid lokal behandling.

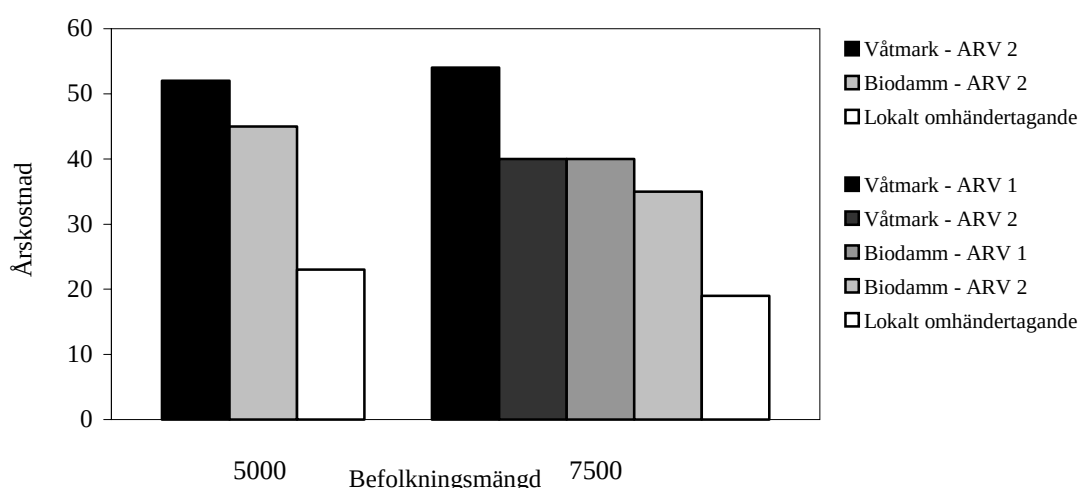
n_{TORR} : Antal personer som behöver lokal behandling.

n_{TOT} : Totala antalet personer i scenariet.

Årskostnaderna för ARV 1 och TORR scenarierna blev desamma som beräknades för respektive scenario.

Årskostnaden för ARV 2 scenarierna blev den sammanvägda summan av årskostnaden för ARV 2 och årskostnaden för TORR för övrig befolkning (2000 respektive 4500 personer).

Hela systemets årskostnad visar vilket scenario som är samhällsekonomiskt mest gynnsamt eftersom alla parter kostnader vägs in. Denna redovisas i figur 25 & tabell 28.



Figur 25. Totala årskostnader per person i varje scenario.

Tabell 28. Totala årskostnader per person i varje scenario

	Våtmark		Dammar		Lokalt omhändertagande	
	5000	7500	5000	7500	5000	7500
ARV1	-	54	-	40	-	-
ARV2	52	40	45	35	-	-
TORR	-	-	-	-	23	19

Att rening i ett centralt avloppsreningsverk medför högre årskostnader både för alla inblandade framgår tydligt av tabell 27 och tabell 28. I dessa är inte heller utbyggnaden av ledningsnätet medräknad. Den skulle innebära betydligt högre kostnader för våtmarks och dammscenarierna.

Lokalt omhändertagande blir dock endast billigare för användarna om vattenbesparingen kommer dem tillgodo. Tabell 27 utgår från att så sker. En förutsättning för detta är en förändring av dagens fasta vattenavgifter till ett konsumtionsbaserat avgiftssystem. Kostnaderna i tabell 28 påverkas inte av hur vattenbesparing fördelas eftersom den visar de totala kostnaderna.

Potentiell växtnäringsåterförsl

En viktig aspekt vid jämförelsen mellan de olika systemen är möjligheterna att återföra växtnärings i avloppsfraktionerna. Om växtnärings återförs till livsmedelsproduktionen påverkas samhällsekonomin positivt.

Hur stor denna inverkan blir är svårt att avgöra eftersom den beror på många olika faktorer. En grundförutsättning är att växtnärings återförs och används i livsmedelsproduktion.

I Picota används vanligtvis inte human eller djurgödsel. De allra flesta brukar jorden tills produktionen når en punkt då den inte längre är lönsam. De flyttar då vidare till en ny jordlott där produktionen är högre. Systemet liknar i mångt och mycket svedjebruk. Det har fungerat väl så länge odlingstrycket varit lågt.

I och med den ökade invandringen har trycket på marken ökat. Marken har då inte givits tid att återhämta sig. Följden är utarmade jordar samt att odlingarna förflyttats till allt sämre terräng och jordtyper. Bland annat sker uppodling av bergssluttningar där jorden inte alls är lämpad för jordbruk och endast kan brukas något eller några få år. Därefter klarar inte marken av att återhämta sig till dess ursprungliga status. Detta i sin tur leder till förlust av regnskog och erosion av marken vilket får stor inverkan på det lokala klimatet.

En del jordbrukare med tillräckligt god ekonomi använder sig av konstgödsel. Om växtnärings återförs kan detta direkt översättas till värdet på motsvarande mängd konstgödsel.

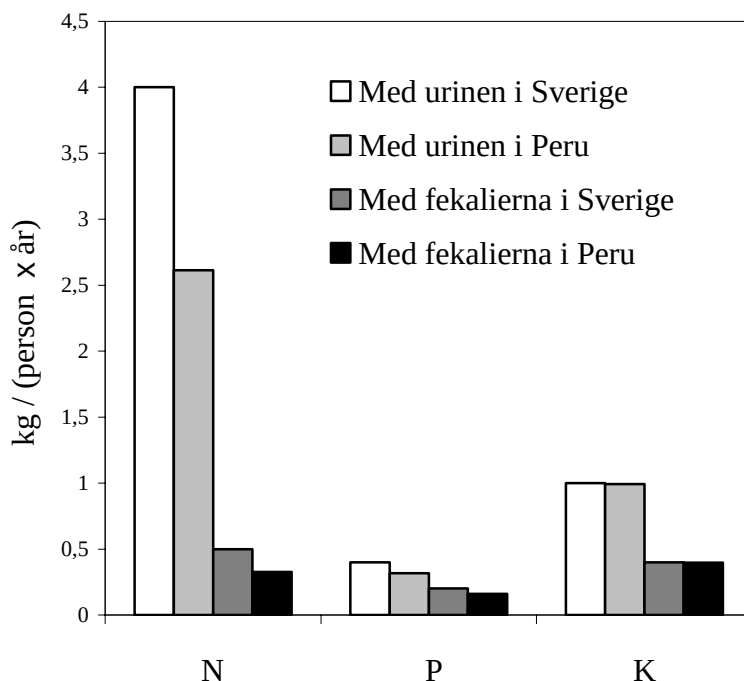
Det finns således flera skäl att återföra så stor del som möjligt av den växtnärings som förs bort från jordbruksmarken till produktionen igen. Majoriteten av Picotas invånare är jordbrukare. Alla intervjuade män var intresserade av möjligheten att återföra växtnärings till produktionen, även om de inte använder gödsel idag. Ingen av dem ansåg att materialets ursprung var ett problem..

En annan effekt av att återföra växtnärings är att denna inte sprids i vattendragen, där den inte hör hemma. Hur floden Huallaga påverkas av ökad växtnäringsstillförsel är inte känt, men man bör undvika att tillföra näringsämnen till vattensystem för att inte rubba den naturliga balansen i det biologiska systemet.

I denna studie har endast tittats på potentialen för återförandet av växtnärings i respektive system eftersom den ekonomiska nyttan är svårbedömd. Som utgångspunkt för denna jämförelse har mängden växtnärings i systemet uppskattats.

Närings i urin

En vuxen person producerar cirka 550 liter urin om året. I denna återfinns huvuddelen av kvävet i form av urea, vilket ganska snabbt omvandlas till ammonium. Även huvuddelen av det kalium vi får i oss lämnar kroppen via urinen. Mätningar på urinens innehåll av näringsämnen i Sverige har presenterats av Vinnerås (2002). Med den metod som Jönsson & Vinnerås (2004) föreslagit har dessa värden tillsammans med FAO statistik över konsumtionen av animal och växt protein (FAO, [www](http://www.fao.org)) använts till att beräkna näringsinnehållet i urinen och fekalierna i Peru (figur 26). Det beräknade näringsinnehållet i en persons urin under ett år i Peru är 2600 gram kväve, 320 gram fosfor och 1000 gram kalium i direkt växttillgänglig form.



Figur 26. Växtnäringsinnehållet i de olika avloppsfractionerna i Sverige respektive Peru.

Näring i fekalier

En vuxen person i Sverige producerar cirka 51 kg våta fekalier om året. Dess torrs substans är cirka 11 kg. Näringsinnehåll beräknades med ovan angivna metod till 330 gram kväve, 160 gram fosfor och 400 gram kalium (Vinnerås, 2002; Jönsson & Vinnerås, 2004).

Lokalt omhändertagande

Vid användandet av källsorterande toaletter kan huvuddelen av växtnäringsinnehållet i urinen och fekalerna återanvändas på ett enkelt sätt. Om kärlet inte är tätt kan stor del av kvävet förloras via ammoniakavgång eftersom lösningens pH stiger och jämvikten mellan ammoniak och ammonium förskjuts mot ammoniak. Om ett tätslutande uppsamlingskärl för urinen och lämpliga spridningsmetoder används kan stor del av kvävet återföras till marken. Mycket av fosfor återfinns också i urinen och denna kan fällas ut under lagring, men är fortfarande växttillgängligt.

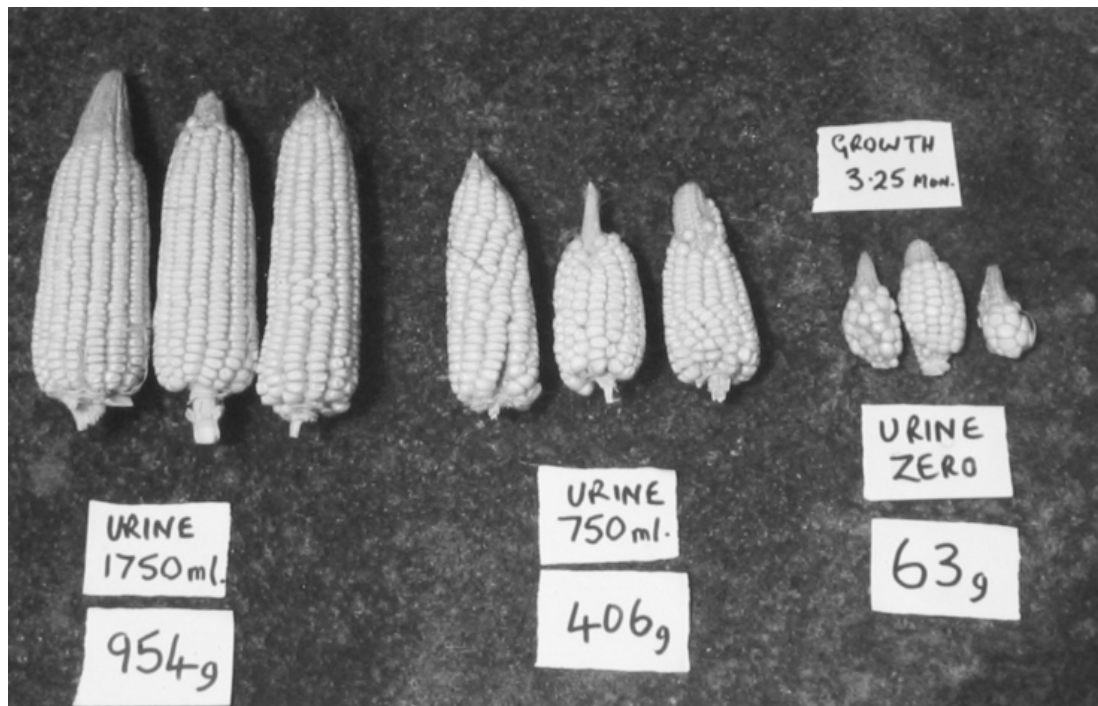
Eftersom urinering normalt sker jämt fördelat över dygnet och huvuddelen av befolkningen är jordbrukare som tillbringar halva dygnet utanför hemmet antas att 50 % av urinen inte samlas upp i hushållet. Ett medelstort hushåll på fem personer producerar således 6,5 kg kväve, 0,7 kg fosfor samt 2,5 kg kalium uppsamlat i urinfraktionen.

Vid torkning av fekalerna förloras större delen av kvävet oundvikligen i form av avgående ammoniak medan fosfor och kaliumet stannar kvar i de torra fekalerna. Fekaliernas största potentiella nytta ligger dock i dess jordförbättrande egenskaper, då de bidrar med organiskt material (Esrey m.fl., 2001).

Förutsatt att tarmtömning främst sker i hemmet oavsett tid utanför detta producerar en familj på fem personer 55 kg torra fekalier per år innehållande 0,7 kg fosfor och 1,9 kg kalium.

Fekalierna är inte helt torra. Man kan räkna med 20 % fuktighet. Det leder till en vikt på 66 kg torkade fekalier att tömma en gång om året. Denna kan antingen spridas direkt eller komposteras. Vid kompostering minskar vikten ytterligare tack vare den nedbrytning som sker av det organiska materialet.

Mängderna växtnäring per person som potentiellt kan återföras vid införandet av en torrtoalett blir enligt detta resonemang 1,3 kg kväve, 0,3 kg fosfor och 0,9 kg kalium, uttryckt i grundämnesform. Till detta tillkommer näringsämnena i BDT-vattnet. Dessa har inte inkluderats här eftersom de är svårare att återföra till jordbruket. De kan dock komma till nytta om de används för bevattning av plantor i hemmet (figur 27).



Figur 27. Majs som vattnats med tillsatts av olika urinmängder under odlingen (foto: Peter Morgan).

Central reningsanläggning

Målet med rening av avloppsvattnet i en central reningsanläggning är inte att samla upp och återföra näringsämnena.

Vid omsättningen av det organiska materialet byggs delar av näringsämnena in i bakteriemassan vilken sedan sedimenterar och återfinns i slammet. Detta gäller främst fosfor och kväve. Kväve omvandlas i en damm eller våtmarksanläggning under gynnsamma förhållanden till nitrat. Någon större denitrifiering sker däremot inte. Både nitraten och kaliumet återfinns löst i vattnet och följer därför med detta ut ur reningsanläggningen och hamnar i recipienten.

I artificiella våtmarker samlas stor del av slammet i filtret. Detta mäts dock efter många års användning och måste då tvättas eller bytas ut, annars minskar filtrets effektivitet att rena fosfor. För att återföra denna fosfor krävs att filtermaterialet återförs till jordbruket. En del av växtnäringen i form av fosfor och kväve tas också upp av växterna i be vuxna våtmarksfilter. Dessa kan skördas och användas som grön gödsling, men bidrar inte till att fånga upp några större mängder näringsämnen. Det har dock visat sig att fosforupptaget i rotzonsfilter inte är lika högt som man hoppats (Sasse, 1998).

Den metod som återför allra mest näringsämnen till livsmedelsproduktionen är bevattning av jordbruksmark (Tchobanoglous & Burton, 1991). Om man skall använda vattnet till detta ändamål måste man försäkra sig om att inga patogener förekommer i vattnet. I denna studie har denna lösning undvikits eftersom ingen vattenbrist råder i Picota och de hygieniska riskerna metoden innebär är höga.

Mängderna närsalter i färdigbehandlat slam baserades på genomsnittlig bakteriesammansättning (Haug, 1993). Enligt Haug (1993) består en genomsnittlig bakterie av 10-14% är N, 2-3% P och 1-4,5% K utav torrsubstansen. Här har använts 12,5% N, 2,5% P och 3% K av ts.

Mängden ackumulerat slam per år beräknades med ekvation 33

$$m_{TS} = m_{SS} \times \%_{TS} \times 365 \quad \text{ekvation 33}$$

Där m_{SS} : Massan suspenderad substans per person och dag

$\%_{TS}$: Andel Torrsubstans av SS

Det totala SS-bidraget per person och dag baserat på de mätningar som utfördes var 34 g med en TS-halt på 16%. I primärbehandlingen samlades 50% av dessa och 80% av resterande mängd samlades i den sekundära behandlingen. Det gav en TS-vikt hos det ackumulerade slammet på 1,79 kg per person och år.

Mängderna näringsämnen som går att återföra med slammet motsvarar då 224 gram kväve, 45 gram fosfor och 54 gram kalium per person och år, uttryckt i grundämnesform.

Vid lokalt omhändertagande är den potentiella växtnäringsåterförseln nästan sex gånger högre för kväve, sju gånger högre för fosfor samt 17 gånger högre för kalium.

Jämförelse mellan alternativen

Den totala potentiella växtnäringsåterförseln för samtliga scenarier beräknades och redovisas i tabell 29.

Tabell 29. Den totala potentialen för växtnäringsåterförsel i respektive scenario (10^3 kg)

Befolkningsmängd	7500			5000		
	Tot-N	Tot-P	K	Tot-N	Tot-P	K
Närsalt						
ARV1	2	0,3	0,4	-	-	-
ARV2	7	1	4	3	0,7	2
TORR	10	2	7	7	1	4

För att få en uppfattning om vad detta motsvarar i konstgödning har kostnaden för inköp av motsvarande mängd urea beräknats.

Urea har den kemiska sammansättningen $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$. Detta medför att 1 kg N motsvarar 2,12 kg urea. Den totala ureaproduktionen för TORR scenariot med 7500 personer skulle då bli 21,2 ton urea per år. I mars år 2004 låg priset på en säck med 50 kg urea runt 43 PEN (Muñoz Ríos, pers). Kostnaden för motsvarande mängd urea blir således 18 000 PEN, d.v.s. 2,40 PEN per person och år. Det kan jämföras med årskostnaden för användarna vid konstruktionen av ett system med lokal omhändertagande som är 13 PEN. Till detta tillkommer den ekonomiska nyttan för fosfor och kalium.

Återvinningen av kalium ökar mest av de tre stora närsalterna på grund av att den oftast återfinns i jonform i vattnet och transporteras rätt igenom reningsverket ut i recipienten och ut ur det lokala kretsloppet.

Miljöpåverkan

Eftersom inga studier utförts på floden Huallaga som kan tala om hur utsläpp av olika ämnen påverkar flodens kemiska och biologiska status kan inga säkra slutsatser dras om de olika alternativens inverkan på miljön. Endast generella observationer utifrån systemens egenskaper kan göras.

Eutrofiering av recipienten

Den potentiella eutrofieringen är betydligt högre i de scenarier som använder sig av en central reningsanläggning. I ett system med lokalt omhändertagande där allt vatten tas omhand i hushållet sker i princip inga bidrag av närsalter till vattendragen.

Utöver den del av kvävet som denitrifieras i reningsanläggningen lämnar det kväve som inte samlas upp i slammet anläggningen med det renade vattnet. Då en vuxen person totalt bidrar med 2900 gram kväve per år och 1600 av dessa produceras i hemmet innebär det i ARV 1 om befolkningen är 7500 personer att 12 ton kväve passerar genom reningsverket per år. I tabell 29 syns att endast 2 av dessa 12 ton samlas upp med slammet, resterande mängd hamnar i recipienten om den ej denitrifieras.

I TORR scenariot med 7500 personer återförs 10 ton kväve. Återstående 2 ton är förluster till atmosfären i form av ammoniakavgång ifrån fekalierna. En del av denna kan hamna i floden genom regn och på så sätt bidra till övergödningen.

All fosfor samlas upp i systemet med lokal behandling. Med en befolkning på 7500 personer i ARV 1 passerar 2 ton fosfor reningsanläggningen varje år, varav 0,3 ton binds upp i slammet. Resterande fosfor lämnar anläggningen med utgående vatten och utgör en potentiell källa till eutrofiering av recipienten.

Syreförbrukning i recipienten

I detta fall bör reningsanläggningen minska miljöpåverkan jämfört med dagens situation eftersom anläggningens syfte är att avlägsna det organiska material som utövar en syreförbrukning på recipienten. Det bör också ske en nitrifiering i dammarna och våtmarken vilket minskar kvävet syreförbrukande bidrag.

Minskningen blir dock liten eftersom utsläppen av närsalter, främst fosfor, bidrar till att sekundär syreförbrukning uppstår då den bildade biomassan bryts ned.

Ett system med lokal behandling medför inte någon negativ miljöpåverkan i form av ökad syreförbrukning hos recipienten eftersom inga utsläpp till denna sker.

Spridning av patogener

Jämfört med dagens situation då avloppsvattnet släpps ut orenat i floden är förbättringen mycket stor i samtliga scenarier.

En stor nackdel hos scenarierna med ARV är att dessa är obrukbara under den del av året vattennivån i floden står högre än bräddavloppet. Med dagens avloppssystem kommer anläggningen förmodligen att behöva tas ur bruk minst halva året. Ingen rening kan ske under denna tid. Vattenvolymen och flödet i floden motverkar delvis avloppets negativa inverkan genom att späda ut vattnet.

Under den del av året damm- och våtmarkssystemen är operativa bör de ge en fullgod bakteriell rening och även avlägsna parasiter. Den största hälsorisen i samband med reningsanläggningen medför hanteringen av slam och uppsamlat material i förbehandlingen.

Systemet med lokal behandling är en klar förbättring i jämförelse med traditionella latriner. Det är viktigt att de sköts rätt. Om miljöer där mikroorganismer trivs skapas kan de annars vara en källa till smittspridning, liksom latriner. Att inte blanda urinen och fekalerna underlättar skötseln och man undviker att förorena urinen med patogener. Genom att inte blanda fekalier och urin med vatten minskar dessutom risken för smittspridning betydligt.

SLUTDISKUSSION

Av de alternativa sanitetslösningar som presenterats i denna diskussion talar både ekonomin, miljön, hygien, risken för översvämningar och de sociala aspekterna för en satsning på lokalt omhändertagande fullt ut.

Man kan ifrågasätta värdet av att investera i ett avloppsreningsverk i Picota eftersom det skulle medföra många och stora nackdelar.

Den allra största negativa faktorn är flodens inverkan på systemets hållbarhet och användbarhet. Vattennivåns fluktuationer skulle medföra att anläggning blev oanvändbar ungefär halva året. Under denna tid skulle ingen rening ske och förbättringen av skyddet mot spridning av patogener jämfört med dagsläget vara noll.

Nästa problem är anläggningens placering. Med den placering anläggningen har i denna studie utsätts den direkt för översvämningarna och måste förses med skyddsvallar för att inte utsättas för allvarliga störningar. Inga garantier kan ges att skyddsvallarna inte fördäras av översvämningssmassorna eller att floden inte söker sig en ny bana och successivt eroderar bort marken där anläggningen är placerad. Alternativet att placera anläggningen på en annan plats skulle medföra så höga extrakostnader i ledningsdragning och konstant pumpning att det inte är försvarbart.

Dyra investeringar i permanent infrastruktur i form av avloppsledningar måste utföras för att alla skall ha möjlighet att ansluta sig till ett centralt avloppsreningsverk. Detta ökar klyftorna i levnadsstandard eftersom de pengar som investeras i ledningsnätet endast kommer de användare tillgodo som har tillräckligt god ekonomi för att installera och ansluta en vattenklosett.

Om dessa pengar istället används till att subventionera installationen av system med lokalt omhändertagande ökar den samhällsekonomiska nyttan eftersom de då används direkt till installationen av toaletter, inte infrastruktur för bortförsl av restprodukter.

System med lokalt omhändertagande är till skillnad från central behandling storleksberoende. Det krävs ingen dyr infrastruktur liksom avloppsledningsnätet och reningsverket i föregående fall. Risken att bygga fast sig i en lösning minimeras på detta sätt vilket ger större och flexibla möjligheter oavsett befolkningsutveckling.

Systemen med lokalt omhändertagande har också allra lägst investerings- och årskostnader för alla inblandade i samtliga jämförda scenarier. Detta, tillsammans med den potentiella

vattenbesparing som dessa kan ge, gör systemet mycket lovande för att uppnå millenniemålet att halvera andelen av befolkningen utan uthållig tillgång till en säker dricksvattenkälla samt halvera andelen av befolkningen som inte har tillgång till säker sanitet fram till år 2015.

Potentialen att återföra växtnäringen till jordbruket gör de torra systemen mycket värdefulla ur ett samhällsekonomiskt uthållighetsperspektiv. Denna kommer dessutom alla tillgodo, oavsett ekonomisk status. Centrala reningsanläggningar kommer inte i närheten av samma höga potential. I dessa förloras istället växtnäringsämnen till mottagande vattendrag med negativa konsekvenser för miljön som följd.

Säkerheten i det skydd mot övergödning och utsläpp av organiskt och patogent material som lokalt omhändertagande ger jämfört med central behandling talar för denna lösning som den miljömässigt och ur hygienisk synpunkt fördelaktigaste.

Under de intervjuer som genomfördes frågades de svarande om deras vilja av att skaffa och sköta ett system med lokalt omhändertagande. De flesta män var märkbart mer intresserade av nyttan med näringsämnena i fekalerna och urinen än kvinnorna, vilka visade sig mer angelägna om att toaletten skulle vara lättskött och hygienisk. De hushåll som saknade både latrin och möjlighet att ansluta sig till avloppssystemet var alla positiva till lokalt omhändertagande. Där möjlighet att ansluta sig till det kommunala avloppsnätet fanns var intresset dock större att skaffa en vattenklosett. Detta visar att det krävs mycket information om toaletternas funktion, för- och nackdelar samt handhavande för att skapa en acceptans.

Kommunen och andra inblandade parter har en rad olika tillvägagångssätt att välja mellan vid införandet av ett nytt sanitetssystem. För att inte begå misstag som redan begåtts av andra bör existerande erfarenheter tas under övervägande innan ett program startas. I Latinamerika och andra delar av världen finns rikligt med projekt från både NGO's och statliga organ där lärdom går att dra (Fraceys R, 1992; Esrey m.fl., 2001a;b). I Peru kan CENCA's och FONCODES erfarenheter vara nyttiga vid utarbetandet av ett program.

En viktig erfarenhet från tidigare projekt är att information till användarna är en av nyckelingredienserna i ett framgångsrikt projekt. Större vikt bör läggas vid att informera, utbilda och bistå befolkningen med handledning än att konstruera färdiga toaletter. Det finns gott om duktiga hantverkare i Picota och befolkningen är duktiga på att lösa sina problem. Bara de vet vilka möjligheter som finns klarar de därför oftast av den praktiska delen själva.

Eftersom kommunen tjänar på ett system med lokalt omhändertagande kan de underlätta för användarna genom att erbjuda gratis rådgivning och teknisk handledning. På samma sätt bör hälsovårdsmyndigheterna undervisa i hygien och skötsel av systemen och följa upp användandet av dessa för att upptäcka fel och brister och korrigera dessa i tid.

Man bör ta tillvara på den möjlighet lokalt omhändertagande erbjuder att engagera befolkningen i beslutsprocessen vilket kan höja ansvarstagandet. Cesar Añorves erfarenhet är att ju högre grad av självständighet ett projekt har desto större ansvar känner befolkningen för sina system vilket leder till att de sköts och fungerar bättre (Añorve, pers). Ett ökat deltagande hos befolkningen kan förbättra dialogen mellan kommun och befolkningen och stärka demokratin.

Det är också klokt att starta ett pilotprojekt i mindre skala för att skapa ett fungerande system innan ett stort projekt dras igång. Om fungerande toaletter byggs och används är möjligheten stor att ryktet påskyndar systemets införande och spridning utan inblandning utifrån (Añorve, pers). Ett självgående projekt är oftast både mer ekonomiskt och livskraftigare.

SLUTSATSER

Enbart hushåll och ett mindre antal små kommersiella lokaler är idag anslutna till det kommunala avloppsnätet. Inte heller i framtiden förväntas några industrier anslutas. Vattnet är ett medelstarkt kommunalt avloppsvatten. BOD₅ uppmättes till cirka 200 mg/l och halten suspenderad substans cirka 174 mg/l. Detta tillsammans med att varje ansluten invånare bidrar med 166 liter vatten per person och dag innebär att vattnet borde gå att behandla biologiskt utan större problem.

I anslutning till avloppsmynningen finns en större öppen terräng där en reningsanläggning skulle kunna anläggas. Detta är den enda tillgängliga terrängen inom rimligt avstånd. Den är dock utsatt för periodiska översvämningar vilka inträffar cirka en gång om året. För att skydda en anläggning mot inträngande vatten krävs därför cirka tre meter höga skyddsvallar. Även om dessa vallar utförs i jord som tas från platsen innebär de att anläggningens kostnad ökar betydligt. Det går inte heller att garantera att floden inte söker sig en ny bana i framtiden och då eroderar bort marken med reningsanläggningen.

De årstidsbundna variationerna hos vattennivån i floden påverkar också en eventuell anläggnings användbarhet. När vattnet står högt tränger det in i avloppssystemet och fyller detta med flodvatten. Med dagens avloppssystem bedöms en avloppsreningsanläggning kunna användas ungefär halva året. Det finns dock inga säkra uppgifter på vattennivåns exakta höjd vid olika tidpunkter på året.

I de olika scenarier som jämförts i denna studie medför införandet av lokal behandling för hela befolkningen att den samhällsekonomiska kostnaden blir 2/3 av kostnaden för konstruktionen av en central reningsanläggning för hela befolkningen då olika delars avskrivningstider vägts in.

Kostnaderna för kommun och andra investerare vid införandet av ett system med lokal behandling skulle bli mindre än hälften av kostnaderna för det billigaste alternativet med en central reningsanläggning. I dessa jämförelser är inte kostnaden för utbyggnad av avloppsledningssystemet och nyttan av återförd växtnäring medräknad. Dessa skulle innebära att kostnaden för central behandling ökar.

De centrala reningsanläggningarna har klara stordriftsfördelar. Om endast central rening används blir kostnaden per person lägre ju fler personer anläggningen är dimensionerad för. Det är således viktigt att ta framtida behov under övervägande vid val av reningsmetod. Då systemen kombineras med lokal behandling minskar stordriftsfördelarna.

Vid införande av ett system med lokalt omhändertagande är det inte lika viktigt att ta hänsyn till den framtida befolkningsmängden. Dess utformning och kostnader är oberoende av befolkningsmängden. Det är en fördel eftersom den framtida befolkningsutvecklingen är svår att uppskatta. Därigenom krävs inte att stora investeringar görs för möjliga framtida behov, samtidigt som man undviker risken att konstruera en för stor anläggning om befolkningsutvecklingen inte blir den förväntade.

De lokala systemen har stora fördelar i form av mycket större potential att återföra näringsämnen till livsmedelsproduktionen där de kan användas till att öka produktionen samtidigt som man undviker att dessa förloras ur det lokala kretsloppet med efterföljande negativa påverkan på de akvatiska system de hamnar i.

Att inte blanda fekalierna och urinen med vatten har också stor positiv inverkan på smittspridningen och möjligheterna att enkelt återvinna restprodukterna.

Torrtoaletter skulle sänka vattenförbrukningen betydligt förutsatt att ett förbrukningsbaserat avgiftssystem med vattenmätare i de enskilda hushållen införs. Det är en förutsättning för att

vattenbesparingen skall kunna komma användarna tillgodo i ett system där både torrtoaletter och vattenklosetter används. Samtidigt kan befolkningens medvetande om vattnets värde öka betydligt.

En markant skillnad mellan ett system med lokalt omhändertagande och en central reningsanläggning är att i det första sprids inga patogener och miljön skyddas året runt, medan den centrala anläggningen endast skulle kunna erbjuda dessa fördelar ungefär halva året under rådande förhållanden. Resterande tid skulle ingen skillnad i jämförelse med dagens system finnas.

Totalt sett är lokal behandling den fördelaktigaste metoden att lösa saniteten i Picota och liknande samhällen både ur ekonomiska, hygieniska, miljö- och sociala aspekter.

Befolkningen har här möjlighet att delta i beslutsprocessen och också själva ta ansvar för finansiering och skötsel om systemet införs på ett väl genomtänkt sätt. Det är dock viktigt med stöd från kommunen, EsSalud och andra intresserade organisationer. Detta system bör ersätta dagens avloppssystem, vilket bör överges helt. Dess dragning gör att det är mycket svårt att behandla avloppet. Enligt denna studie är den enklaste och mest ekonomiska lösningen att satsa enbart på lokalt omhändertagande.

REFERENSER

- Añorve César. Arkitekt, Egen företagare. Pionjär på konstruktion av torrtoaletter i México. 2003-04. acua@terra.com.mx
- Arevalo Tananta rafael. Ansvarig för EMAPA, Picota. Picotas kommun. Tel :005142526252.
- Arvin E, Henze M, Harremoës P, la Cour Jansen J. 1997. *Wastewater Treatment 2nd ed.* Springer-Verlag. Berlin Heidelberg, Tyskland. ISBN: 3-540-62702-2
- Bydén S, Larsson A-M, Olsson M. 1996. *Mäta vatten: undersökningar av sött och salt vatten.* Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet. Göteborg. ISBN: 91-88376-07-9
- Bracho N, García C, Aldana G, Perruolo T. 1996. Ajustes de modelos de remoción de BOD en lagunas. <http://www.cepis.org.pe/bvsaidis/aresidua/mexico/01015e21.pdf> 2003-11-03.
- Carlander A. 2002. *Occurrence, reduction and risk of faecal pathogen transmission during wastewater irrigation of willow vegetation filters.* Rapport 69, Institutionen för lönträsodling, SLU. Uppsala. ISBN:91-576-6121-9
- CENCA. 2002. *Propuesta innovadora y sostenible de evacuación, tratamiento y reuso de residuos sólidos y líquidos domésticos.* El instituto de desarrollo urbano (CENCA). Lima, Peru. ISBN:9972-792-20-x
- CEPIS. 2000-11-07. Evaluación de los Servicios de Agua Potable y Saneamiento 2000 en las Américas. Centro Panamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. <http://www.cepis.ops-oms.org/eswww/eva2000/peru/informe/inf-00.htm> 2003-10-27.
- Comisión de la verdad. 2003-08-28. *Informe Final.* Comisión de la Verdad y Reconciliación. <http://www.derechos.org/nizkor/peru/libros/cv/index.html> 2003-10-23.
- Davis M L, Cornwell D A. 1998. *Introduction to environmental engineering, 3rd ed.* WCB, McGraw-Hill. Singapore. ISBN: 0-07-115234-2
- Esrey S, Gough J, Rapaport D, Sawyer R, Simpson-Hébert M, Vargas J, Winblad U. 2001a. *Saneamiento Ecológico 2^a ed.* Asdi. México, 2001. ISBN:968-5427-00-3
- Esrey S, Andersson I, Hillers A, Sawyer R. 2001b. *Cerrando el ciclo. Saneamiento ecológico para la seguridad alimentaria.* Asdi. México, 2001. ISBN:968-5427-02-x
- FAO. 2004-03-25. Nutritional data. FAOSTAT. <http://apps.fao.org/faostat/collections?version=ext&hasbulk=0&subset=nutrition> > food supply. 2004-03-25
- FN. 2003-03-09. United Nations Statistics Division - Millennium Indicators. Förenta nationerna. http://millenniumindicators.un.org/unsd/mi/mi_goals.asp 2003-10-15.
- Franceys R, Pickford J, Reed R. 1992. *A guide to the development of on-site sanitation.* World Health Organization. England, 1992. ISBN:92-4-154443-0.
- Grupo TAR. 2003-02-28. Libro:tratamiento no convencionales. Tratamiento Ambientales de los Recursos. <http://www.us.es/grupotar/master/ebiblio/libros.htm> > título:tratamiento no convencionales. 2004-02-07.
- Hach1. 2003-07. Water analysis handbook. Method 8165. Solids, settleable matter. http://www.hach.com/fmmimghach?/CODE:SOLIDSSET_NONE_OTHER1954|1 2004-04-26.

- Hach2. 2003-07. Water analysis handbook. Method 8038. Nitrogen, ammonia.
http://www.hach.com/fmmimghach?/CODE:NITROGENAMM_NONE_OTH1898|1 2004-04-26.
- Hammer M J, Hammer M J Jr. 2001. *Water and wastewater technology*. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey, USA. ISBN: 0-13-025867-9
- Haug R.T. 1993. *The Practical Handbook of Compost Engineering*. Lewis. Boca Raton, Florida, USA. ISBN:0-87371-373-7
- INEI. Perú en cifras. Instituto nacional de estadística y informática.
<http://www.inei.gob.pe/web/perucifrashome.asp> 2003-10-23.
- Jönsson H, Vinnerås B. 2004 Adapting the nutrient content of urine and feces in different countries using FAO and Swedish data. Werner C (red.). *Ecosan – closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7th – 11th April 2003, Lübeck, Germany*. GTZ. Eschborn, Tyskland. pp 295 – 302. ISBN: 3-00-012791-7.
<http://www.gtz.de/ecosan/download/ecosan-Symposium-Luebeck-session-f.pdf>
- Mara D, Cairncross S. 1989. *Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture*. WHO.England. ISBN:92-4-154248-9
- Moe C, Izurieta R. 2004. Longitudinal study of double vault urine diverting toilets and solar toilets in El Salvador. Werner C (red.). *Ecosan – closing the loop. Proceedings of the 2nd international symposium on ecological sanitation, incorporating the 1st IWA specialist group conference on sustainable sanitation, 7th – 11th April 2003, Lübeck, Germany*. GTZ. Eschborn, Tyskland. pp 295 – 302. ISBN: 3-00-012791-7.
<http://www.gtz.de/ecosan/download/ecosan-Symposium-Luebeck-session-c.pdf>
- Moncada Mori P M. 1971. *Estudio detallado de suelos. Zona del Huallaga central*. Ministerio de agricultura. Departamento de estudios basicos. Sección suelos. Tarapoto, Peru.
- Moncada Mori P M. 2000. *Estudio agrológico de la irrigación agroforestal SAC. “Fundo Martha Luz” Picota-Perú*. Tarapoto, Peru.
- Caballero Repullo A, Muñoz Ayuso J, Muñoz Ayuso J L, Perez García F. Ej publicerad sammanställning av kurslitteratur till kursen Saneamiento y diseño de plantas de tratamiento de residuos. Plan 2000. Universidad de Córdoba. 2000.
- Muñoz Ríos Heydy Helen. agronomstudent vid Universidad Nacional de San Martín, Tarapoto. Tel: 00514251528019. 2004-03-22.
- Nelson K, Jiménez Cisneros B, Tchobanoglous G, Darby J. 2003. Sludge accumulation, characteristics, and pathogen inactivation in four primary waste stabilization ponds in central Mexico. *Water research*. 38, pp. 111-127.
- PAHO. 2001. *Regional report on the evaluation 2000 in the Region of the Americas: Water supply and sanitation, current status and prospects*. Pan American Health Organization. Ed. Rangel Soares L C. Washington, DC, USA. ISBN:92-75-12379-9. <http://www.cepis.ops-oms.org>
- Rennerfelt J. 2000. *Kommunal och industriell avloppsteknik*. Bearbetad och förkortad upplaga av Rennerfelt-Ulmgren ”Vattenreningsteknik”. KTH, Biokemisk Teknologi. 1991.
- Saenz R F. 2001. Elongated stabilization ponds with partitions: a solution for small communities sewage disposal. *Kompletta texter på CEPIS hemsida*.
<http://www.cepis.org.pe/bvsaar/i/fulltext/pond/pond.pdf> 2003-11-03.

"sanitation n." *The Oxford American Dictionary of Current English*. Oxford University Press, 1999. *Oxford Reference Online*. Oxford University Press. 22 October 2003 <http://www.oxfordreference.com/views/ENTRY.html?subview=Main&entry=t21.027020>

Sasse L. 1998. *DEWATS Decentralized Wastewater Treatment in Development Countries*. BORDA. Bremen.

SLU. 2001-10-26. Ecological alternatives in sanitation. Sveriges Lantbruksuniversitet. <http://www.lt.slu.se/ecosan> 2002-04-17.

Stenström T-A. 1996. *Sjukdomsframkallande mikroorganismer i avloppssystem*. Naturvårdsverket, smittskyddsstyrelsen, socialstyrelsen. Stockholm. ISBN: 91-620-4683-7

Suematsu G. CEPIS. 1995-07-14. Aspectos generales y principios básicos de los sistemas de lagunas de estabilización. Centro Panamericana de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. <http://www.cepis.org.pe/eswww/fulltext/repind57/sil/sil.html> 2003-11-03.

SUNASS. S-90 Plantas de tratamiento de aguas residuales. Peruanska normen för avloppsvattenrening. Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento. <http://www.sunass.gob.pe/> 2003-04

Tchobanoglous H, Burton F L. 1991. *Wastewater Engineering, treatment, disposal, reuse*. Metcalf & Eddy, McGraw Hill. Singapore. ISBN: 0-07-100824-1

Tchobanoglous H, Burton F L, Stensel H D. 2003. *Wastewater Engineering, treatment and reuse*. Metcalf & Eddy, McGraw-Hill. New York. ISBN: 0-07-041878-0

Vilchez Campos Miguel Antonio. Ingenjör, Foncodes, Tarapoto, Peru. Tel: 005142521933. 2003-04

Vinnerås B. 2002. Possibilities for sustainable Nutrient Recycling by fecal Separation Combined with Urine Diversion. SLU Service/Repro. Uppsala. ISBN: 91-576-6167-7

Yáñez F. 2001. Posttratamiento de efluentes de procesos anaerobicos en lagunas de estabilización. <http://www.cepis.org.pe/bvsaar/e/fulltext/postr/postr.pdf> 2003-11-03.

Yáñez F. 2000. Aspectos destacados en la tecnología de lagunas de estabilización. <http://www.cepis.org.pe/bvsaar/e/fulltext/aspec/aspec.pdf> 2003-11-05.

BILAGA 1. BESTÄMNING AV FLÖDE

Uppmätta tider (sek) eller höjder (cm) vid varje enskilt mättillfälle¹

Klockan	Datum											Volym den 1 juli
	28	1	2	10	11	16	17	20	21	22		
6.50	45											
7.00			45		57		35					
7.05	10											
7.15			6		9							
7.30			4		6		5			4,5		
7.45			3		4,5							
7.55					4							
8.00			2,7				5			3,5		
8.15			4,5									
8.30			4,5				9			7		35
8.40		7										
8.45			6									35
8.55		12										
9.00			10				19			12,5		38
9.10		14										38
9.25		15										38
9.30							23			31		38
9.40		16,5										38
9.55		16,5										38
10.00										35,5		38
10.10		30										38
10.25		30										40
10.30										35		42
10.40		30										42
10.55		30										42
11.10		38										42
10.30						35						42
11.25		50										42
11.30						46						44
11.40		70										
11.55		70										44
12.10		60										
12.25		80										
12.30						41						
12.40		45										
12.55		45										
13.00			80									
13.05		45										
13.15			85									
13.30			40						17	23		
13.45			30									
14.00			20						15	20		
14.15			40									

¹Dessa har använts i ekvation 10 för att beräkna flödet i avloppsmynningen.

Klockan	Datum										Volym den 1 juli
	28	1	2	10	11	16	17	20	21	22	
14.30			75			35			20	23	
14.40	40										
14.50		23									
15.00		17						17	23	8,5	
15.15		7,5		6							
15.30		4				65		5	5	4	
15.40	30	3									
15.45				4							
15.50		2,5									
16.00		2,5						3,5	4	3	
16.10		2,1									
16.20		2		2,5							
16.30	3	2,5				20 cm		3,5	4	3,5	
16.40		3									
16.45				3,5							
16.50		3,5									
17.00		4				22,5 cm		5,5	5,5	5	
17.15		6									
17.20									11		
17.30		11		9		22,5 cm		9,5		16	
17.45		20		18				22			
18.00		26		24						26	
18.15		25		24							
18.30		25		18		20 cm				14	
18.40	13										
19.00						26 cm					
19.30				13		150					
19.45				14,5							
20.00				15							
20.15				15							
20.30				21		70					
20.45				20							
21.00				23		30					
21.05										40	
21.10						15					
21.15				23							
21.30				27		15				45	
21.45				34							
22.00				47		26				70	
22.15				90							
22.30				80		75					
23.00				180							

Uppmätta tider¹ (s) för bestämning av läckage från lådan under mättillfällena

Höjd	28/6, 1/7, 2/7,		Mättillfälle					
	10/7		16-jul					17-jul
	Alla		10.30	11.30-12.30	14.00-16.30	17-18	18.30	7-7.30 8.00-
32,5	0		0	0				0 0
27,5	10		10	12				9
25	16		16	19	0			29
22,5	23		22	27	3			39
20	32		28	35	7	0	0	54 65
15	52		41 ²	55	18	11		105 ²
51	85		60	80	34	22	25	
5	130		80	120		42	50	

Höjd	Mättillfälle						
	20-jul						
	15.00	15.30	16.00	16.30	17.00	17.30	17.45
32,5	0	0	0	0	0	0	0
27,5	10	10					
25	16	17	11	11	10	9	13
22,5	22	26	17				
20	32	36	24	22	20	17	27
15	55	60	40	38	32	27	44
51	82	90	71	56	48	37	65
5	110					52	

Höjd	Mättillfälle						
	21-jul						
	13.00	14.00	14.30	15.00	17.00	17.30	17.45
32,5	0	0	0	0	0	0	0
25	12	12	11	12			13
20	23	19	19	21		16	27
15	38	33	33	33		26	44
51			49			38	65
5	82	67	69	70	60	53	

Höjd	Mättillfälle				
	22-jul				
	9.00	9.30	10.00	14.30	18.00
32,5	0	0	0	0	0
20	19	12	21	17	17
15	31	18	34	29	27
51	47	28		43	39
5	68	39	75	66	57

¹Dessa tider uppmättes med en klocka genom att fylla lådan efter mätningen och notera tiden det tog för vattnet att sjunka till olika nivåer i lådan med tömningsluckan stängd

²De stora variationerna i läckage mellan olika mätningar berodde på vattnets inverkan på träet i lådan och mängden sediment i lådans springor.

BILAGA 2. BESTÄMNING AV BOD₅

Reagensförbrukning vid bestämning av BOD₅

prov	flaska	provvolym (ml)	n ^o tuber ¹	Droppar reagens ¹	O2-start	O2-slut
28-jun	Blank				10	7,7
1	1	2	2	11		5,5
	2	3	2	11		5,5
	3	4	2	9		4,5
	4	7	2	5		2,5
	5	10	2	0		0
04-jul	1	Blank			8,9	7
2	2	4	2	9		4,5
	3	4	2	9		4,5
	4	8	2	3		1,5
	5	8	3	2		0,66
10-jul	1	Blank			8	7,5
3	2	4	2	10		5
	3	4	2	10		5
	4	7	3	9		3
	5	7	3	8		2,7
16-jul	1	Blank			7,5	7,5
4	2	4	2	10		5
	3	4	2	10		5
	4	8	3	4		1,33
	5	8	3	4		1,33
22-jul	1	Blank			8,5	8
5	2	5	5	24		4,8
	3	5	5	24		4,8
	4	7	5	18		3,6
	5	7	5	16		3,3

¹ Med Hach test kit för löst syre OX-2P avgör antalet använda tuber provvatten precisionen på mätningen. En tuber precisionen 1mg O₂/ml, Två ger 0,5 mg O₂/ml, Tre ger 0,33 mg O₂/ml o.s.v.

BILAGA 3. BESTÄMNING AV SUSPENDERAD SUBSTANS

Uppmätta vikter och beräknade värden på SS och OM i samtliga bestämningar

Datum & prov nr.	Fatnr.	Prov- Mängd	Tara fat	Vikt filter + fat			Beräknade värden		
				Före filtrering	Efter ugn	Efter muffel	SS	org. Mtrl	Glödrest
			2,59	2,72 ¹	2,73	2,72			8%
			2,55		2,93	2,92			1,82%
			2,57	2,70	2,71	2,70	168	113	33%
4	4	50	2,56	2,69	2,70	2,68	128	213	-66%
5	5	50	2,57	2,70	2,71	2,70	168	213	-27%
6	6	50	2,57	2,70	2,71	2,70	148	193	-30%
17/7									
7	1	50	2,59	2,73		2,72		149	
8	2	50	2,55	2,68		2,67		40	
9	3	50	2,57	2,70					
10	4	50	2,56	2,69		2,68		80	
11	5	50	2,57	2,70					
12	6	50	2,57	2,70					
24/7 (22/7)									
13	1	50	2,59	2,72	2,73	2,72	210	143	32%
14	2	50	2,55	2,68	2,68	2,68	120	113	6%
15	3	50	2,57	2,70	2,71	2,70	240	173	28%
16	4	50	2,56	2,69	2,70	2,69	160	153	4%
17	5	50	2,57	2,70	2,71	2,70	160	153	5%
(21/7)									
18	6	50	2,57	2,70	2,71	2,70	170	142	16%
19	7	100	2,57	2,70	2,71	2,70	130	136	-5%
20	8	100	2,58	2,71	2,72	2,71	150	126	16%
21	9	50	2,60	2,72	2,73	2,72	140	134	13%

1. Kursiva värden har ej inkluderats vid beräkning av medelvärde.

Anmärkningar vid filtrering och mätning

1	Lång filtrertid p.g.a. filtret tilläts sugas torrt
2	Prov av viktförlust filter
3	Lång filtrertid p.g.a. filtret tilläts sugas torrt
4	Lång filtrertid p.g.a. filtret tilläts sugas torrt
5	
6	
7	Lång filtrertid p.g.a dåligt vakum.
8	Lång filtrertid p.g.a dåligt vakum.
9	Filter skadade p.g.a defekt utrustning
10	Lång filtrertid p.g.a dåligt vakum.
11	Filter skadade p.g.a defekt utrustning
12	Filter skadade p.g.a defekt utrustning
13	Större partikel
14	Prov ej omrört före filtrering
15	Större partikel
16	
17	
18	
19	50 ml utan omrörning + 50 ml efter omrörning. Lång filtrertid, ca 10 min
20	Lång filtrertid, ca 30 min. Skrapade 2 ggr för att öppna filtret
21	

BILAGA 4. BESTÄMNING AV AMMONIUM

Provvolymer och tillsatser av syra för konservering samt bas för neutralisering

Provflaska	datum	H ₂ SO ₄ - tillsats(ml)	Prov Volym(ml)	Uttaget prov(ml)	KOHTillsats(ml)
I	04-jul	8	343	10	2
II	10-jul	8	394	10	2
III	28-jun	10	500	10	1,5
IV	17-jul	7	340	10	1,2
V	21-jul	3	460	10	0,5
VI	22-jul	4	560	10	0,5

Absorbansen hos de olika proverna vid bestämning av ammoniumhalt

Spädning	0,05	0,1	0,2
Provnr.	Absorbans		
I		0,637	
II		0,533	
III		1,087	
IV		1,084	
V	0,334	0,692	1,485
VI	0,311	0,633	1,239

Uppmätt absorbans hos referenslösningarna

Koncentration NH ₃ ⁺	Absorbans
0	0
1,23	0,265
3,07	0,723
6,14	1,489
9,21	icke mätbart

BILAGA 5. MATERIALBEHOV VID KONSTRUKTION AV RENINGSANLÄGGNINGAR

Materialåtgång för konstruktion av alternativen med artificiell våtmark

		ARV1	ARV2
Lera	(m ³)	36000	21700
-varav från utgrävning	(m ³)	12300	4550
-varav utifrån	(m ³)	23700	17200
Cement	(m ³)	28	19
Sand	(m ³)	3760	1430
Grus	(m ³)	1130	17200
Grovt grus	(m ³)	7820	4550
pvc-lednng 10"	(m)	2700	1870
Geofilm	(m ²)	1490	816

Materialåtgång för konstruktion av alternativen med fakultativa dammar

Material		ARV1	ARV2
Lera	(m ³)	28900	21000
-varav från utgrävning	(m ³)	13400	5740
-varav utifrån	(m ³)	15600	15300
Cement	(m ³)	28	51
Sand	(m ³)	0	0
Grus	(m ³)	0	0
Grovt grus	(m ³)	2170	1460
pvc-lednng 10"	(m)	855	660
Geofilm	(m ²)	1620	813

BILAGA 6. DELKOSTNADER FÖR SAMTLIGA RENINGSANLÄGGNINGAR

1 US\$ ≈ 3,50 PEN

Markköp och förberedande arbete för våtmark

Material	ARV 1			ARV 2		
	Antal	Pris	Total	Antal	Pris	Total
Markkostnad (ha)	7	1 050,00	7 350,00	4	1 050,00	4 200,00
Förberedande arbete (m ²)	50 000	1,33	66 500,00	23 000	1,33	30 590,00
TOTALT			73 850,00			34 790,00

Våtmarksdetaljer med 20 års avskrivningstid

Material	ARV 1			ARV 2		
	Antal	Pris	Total	Antal	Pris	Total
Grovt grus (m ³)	7 818	28,59	223 515,95	4 024	28,59	115 046,16
Fyllning celler (m ³)	5 522		157 873,98	2 062		58 952,58
Fyllning damm (m ³)	113		3 230,00	91		2 601,69
Skydd-vallar (m ³)	2 183		62 411,97	1 871		53 491,89
Grus (m ³)	1 128	28,59	32 249,52	470	28,59	13 437,30
Grov sand (m ³)	3 760	28,59	107 498,40	1 430	28,59	40 883,70
Lera (m ³)	36 000			21 700		
Från utgrävning(m ³)	12 323	1,43	17 621,89	4 550	1,43	6 506,50
Importerad (m ³)	23 677	9,68	229 193,36	17 150	9,68	166 012,00
Utgrävning (m ³)	17 521	2,58	45 204,18	6 550	2,58	16 899,00
Markarbete (m ²)	25 000	3,71	92 750,00	10 000	3,71	37 100,00
Konstr.-vallar (m ³)	36 000	8,82	317 520,00	21 700	8,82	191 394,00
Bräddavlopp (st)	1	1 520,43	1 520,43	1	1 520,43	1 520,43
		33			29	
Sandfång (st)	1	942,38	33 942,38	1	385,58	29 385,58
Ledningsdragnings(m)	530	133,15	70 569,10	320	144,70	46 305,04
TOTALT			1 172 000			664 000

Våtmarksdetaljer med 10 års avskrivningstid

Material	ARV 1			ARV 2		
	Antal	Pris	Total	Antal	Pris	Total
Rensgaller (st)	1	4 893,00	4 893,00	1	4 893,00	4 893,00
Impermeabilisering (m ²)	1494	17,19	25 681,86	806	17,19	13 855,14
Fördelningsbrunnar (st)	11	2 712,97	29 842,67	11	2 712,97	29 842,67
Uppsamlingsbrunnar (st)	14	42,33	592,62	14	42,33	592,62
Inre ledningsdragnings(m)	2165	41,54	89 934,10	1106	41,54	45 943,24
TOTALT			151 000			95 000

Våtmarksdetaljer med 6 års avskrivningstid

Material	ARV 1			ARV 2		
	Antal	Pris	Total	Antal	Pris	Total
Pumpar (st)	1	65 233,10	65 233,10	1	47 785,51	47 785,51
Byggnader (tot)	1	5 123,37	5 123,37	1	5 123,37	5 123,37
TOTALT			70 000			53 000

Markköp och förberedande arbete för dammar

		ARV 1			ARV 2		
		<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>	<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>
Markkostnad	(ha)	4,5	1 050,00	4 725,00	3,5	1 050,00	3 675,00
Förberedande arbete	(m ²)	35 500	1,33	47 215,00	23 000	1,33	30 590,00
TOTALT				52 000			34 000

Dammdetaljer med 20 års avskrivningstid

		ARV 1			ARV 2		
<i>Material</i>		<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>	<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>
Grovt grus	(m ³)	2 173	28,59	62 126,03	1 459	28,59	41 712,81
Fyllning damm	(m ³)	239		6 833,01	164		4 688,76
Skydd-vallar	(m ³)	1 934		55 293,06	1 295		37 024,05
Lera	(m ³)	28 900			21 000		
Fr. utgrävning	(m ³)	13 350	1,43	19 090,5	5 740	1,43	8 208,20
Importerad	(m ³)	15 550	9,68	150 040,00	15 260	9,68	147 716,80
Utgrävning	(m ³)	16 500	2,58	42 570,00	7 300	2,58	18 834,00
Markarbete	(m ²)	15 750	3,71	58 432,50	7 800	3,71	28 938,00
Konstr.-vallar	(m ³)	28 900	8,82	254 898,00	21 000	8,82	185 220,00
Bräddavlopp	(st)	1	1 520,43	1 520,43	1	1 520,43	1 520,43
Sandfång	(st)	1	33 942,38	33 942,38	1	29 385,58	29 385,58
Avloppsledning	(m)	420	137,76	57 859,74	320	140,37	44 917,79
TOTALT				680 000			506 000

Dammdetaljer med 10 års avskrivningstid

		ARV 1			ARV 2		
<i>Material</i>		<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>	<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>
Rensgaller	(st)	1	4 893,00	4 893,00	1	4 893,00	4 893,00
Impermeabilisering	(m ²)	1 620	17,19	27 847,80	813	17,19	13 975,47
Fördelningsbrunnar	(st)	2	2 712,97	5 425,94	2	2 712,97	5 425,94
Uppsamlingsbrunnar	(st)	8	42,33	338,64	8	42,33	338,64
Inre ledningsdragning	(m)	435	41,54	18 069,90	340	41,54	14 123,60
TOTALT				57 000			39 000

Dammdetaljer med 6 års avskrivningstid

		ARV 1			ARV 2		
<i>Material</i>		<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>	<i>Antal</i>	<i>Pris</i>	<i>Total</i>
Pumpar	(st)	1	65 233,31	65 233,31	1	55 826,27	55 826,27
Byggnader	(tot)	1	5 123,37	5 123,37	1	5 123,37	5 123,37
TOTALT				70 000			61 000

BILAGA 7. MATERIALBEHOV OCH KOSTNADER VID KONSTRUKTION AV EN URINSORTERANDE TORRTOALET

Materialbehov och kostnader för en torrtoalett

Material	Enhet	Antal	Pris	Totalt
Ståltråd	kg	0,94	4,00	3,76
Galvaniserad plåt	st.	2,01	10,50	21,14
Cement	påse	4,98	19,00	94,65
Plåtspik	kg	0,23	6,00	1,39
3" spik	kg	0,38	2,00	0,76
2" spik	kg	1,51	2,00	3,02
1" 90° -krök	st	2,00	2,00	4,00
1" T-koppling	st.	2,00	2,00	4,00
1"×2" trä	m	7,00	1,00	7,00
Verktyg	tot	1,00	4,84	4,84
Armeringsjärn Ø 1/4"	kg	0,31	2,20	0,69
Armeringsjärn Ø 3/8"	kg	1,81	8,00	14,51
Frakt 1	st	2,00	20,00	40,00
Frakt 2	st	1,00	10,00	10,00
Plastbehållare 30 liter	st	2,00	6,00	12,00
Betong fyllning från floden	m ³	0,42	25,00	10,47
Torrtoalettstol	st	1,00	35,00	35,00
Tegelsten	st	213,84	0,35	74,84
7'×1"×10" Trä	fot ²	28,54	1,00	28,54
1" slang	m	1,00	1,00	1,00
Projektledare	tim	36,89	3,75	138,33
Arbetare	tim	1,53	4,38	6,69
Dagsverkare	tim	8,33	1,88	15,67
3"×3" Träbalk	m	2,40	1,00	2,40
Plastlock	st	1,00	15,00	15,00
1" PVC-rör	st	0,70	8,00	5,60
4" PVC-rör	st	1,00	15,00	15,00
Urinoar	st	1,00	60,00	60,00
4" Y-koppling	st	1,00	7,00	7,00
Totalt				637,88

BILAGA 8. INVESTERINGSKOSTNADER FÖR KÄLLSORTERANDE SYSTEM

1 US\$ ≈ 3,50 PEN

Användarnas investeringskostnader per system

		Avskrivningstid 10 år		
Material	Enhet	Antal	Pris	Total
BDT - filter	(st)	1	225,00	225,00
Material ¹	(st)	1	175,50	
Arbete ¹	(st)	1	50,00	
Fettavskiljare	(st)	1	70,30	70,30
Material ¹	(st)	1	40,30	
Arbete ¹	(st)	1	30,00	
Torrtoaletter	(st)	1	637,89	637,89
Material ¹	(st)	1	426,60	
Arbete ¹	(st)	1	161,29	
Frakt ¹	(st)	1	50,00	
TOTALT				932,19

¹Kursiva värden är delkostnader av systemets delkostnader.

Myndigheters och andra organisationers totala kostnader (oberoende av systemstorlek)

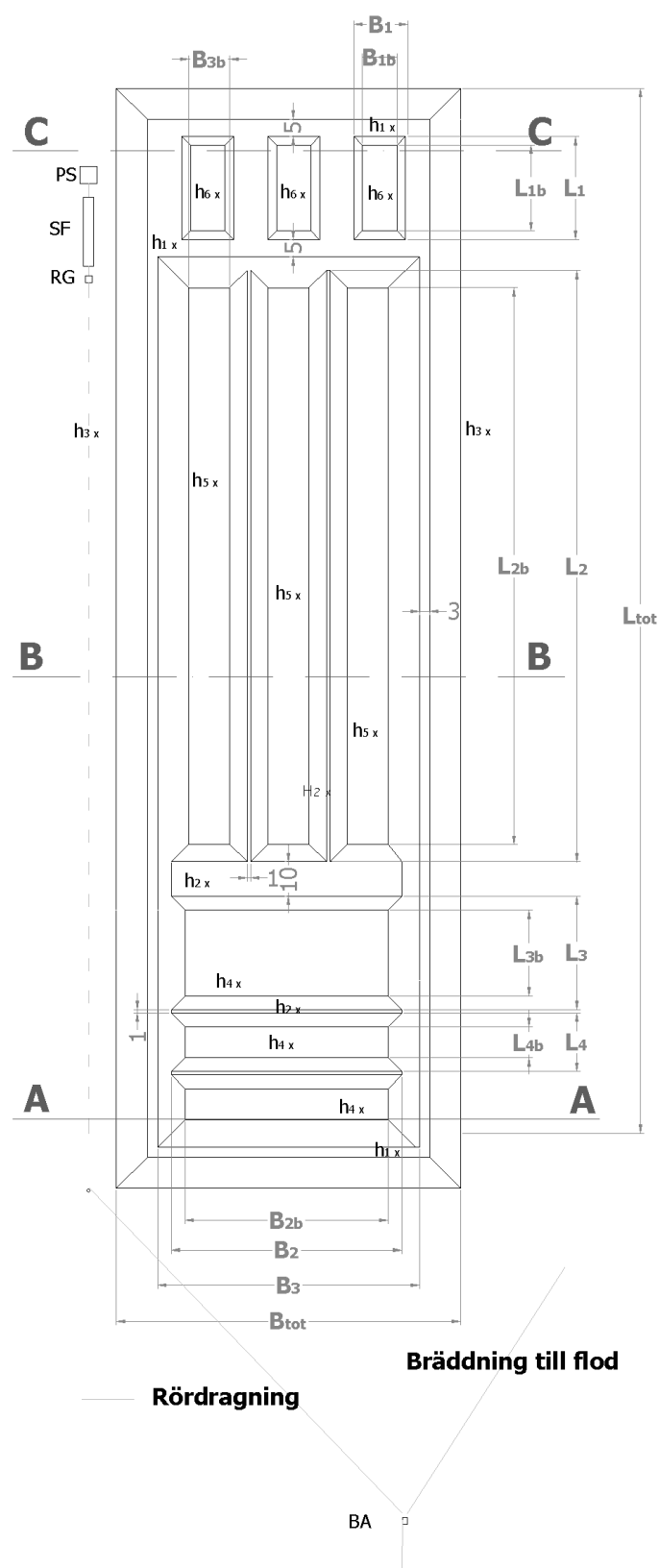
		År 1			År 2 och framåt		
Material		Antal	Pris	Total	Antal	Pris	Total
Planering och projektledning	(st)	5	12 000,00	60 000,00			
Hälsoutbildning och handledning	(st)	5	12 000,00	60 000,00			
Teknisk handledning	(st)				2	12 000,00	24 000,00
Hälsoutbildning och handledning	(st)				2	12 000,00	24 000,00
TOTALT				120 000,00			48 000,00

Besparing per torrtoalett genom minskad vattenförbrukning:

- Minskad konsumtion per användare: 120,9 m³
- Vattenkostnad per kubikmeter: 0,83 PEN

TOTAL BESPARING: 120,9 × 0,83 = 100,35 PEN/(anv*år)

BILAGA 9. BIODAMMARNAS DIMENSIONER



Huvudvallarnas yttersida har lutningen 3:1. Fördelningsvallarna och Huvudvallarnas insida har lutningen 2:1. De anaeroba dammarnas väggar har lutningen 1:2.

Lutningarna är angivna horisontellt:vertikalt

Vallar och dammar har designats med följande dimensioner:

ARV1

L	(m)	B	(m)
1	30	1	15
1b	25	1b	10
2	172	2	67
2b	162	2b	60
3 ¹	32	3	76
3b	25	3b	12
4 ¹	17		
4b	9		
TOT	305	TOT	100

¹Den första aeroba bassängen (L3) är bredare än de efterföljande två (L4) i ARV1.

ARV2

L	(m)	B	(m)
1	18,4	1	9,3
1b	13,4	1b	4,3
2	122	2	47,4
2b	112	2b	40,2
3 ¹	17,4	3	61
3b	10,2	3b	7
TOT	305	TOT	100

¹L3 och L4 har samma dimensioner i ARV2.

Nivåer

Bägge ARV storlekar har samma nivåer på dammbottnar, inner och yttrevallar. Dessa är angivna i förhållande till omgivande marknivå:

Nivå	Enhet	Höjd
H1	(m)	+3
H2	(m)	+1
H3	(m)	0
H4	(m)	-1
H5	(m)	-1,5
H6	(m)	-2

Förbehandling

Dimensionerna för komponenterna i förbehandlingen återfinns i rapporten. Förkortningarna i figuren betyder följande:

PS: Pumpstation

SF: Sandfång

RG: Rensgaller

BA: Bräddavlopp

SNITT A-A



SNITT B-B

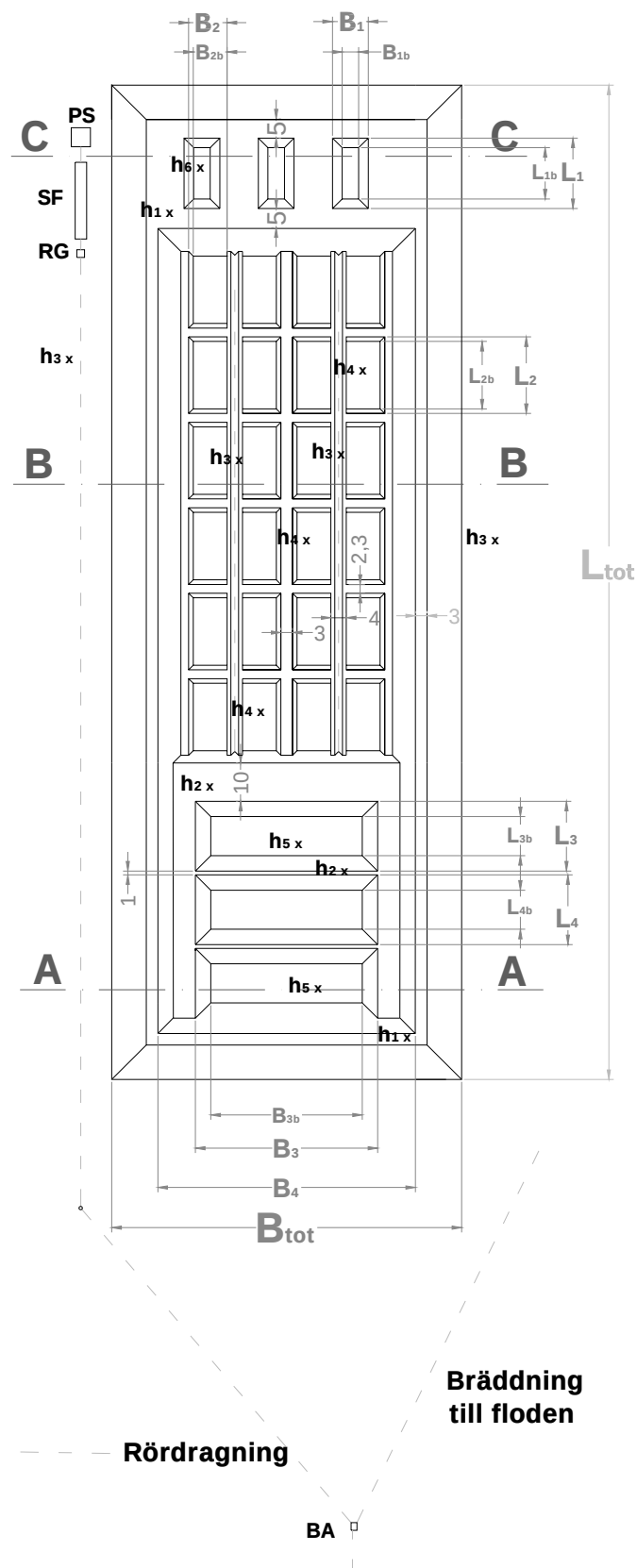


SNITT C-C



Skisserna är baserade på dimensionerna hos ARV 1. Skisserna är inte proportionerliga för ARV 2.

BILAGA 10. VÅTMARKENS OCH BIODAMMARNAS DIMENSIONER



Huvudvallarnas yttersida har lutningen 3:1. Fördelningsvallarna och Huvudvallarnas insida har lutningen 2:1. De anaeroba Dammarnas väggar har lutningen 1:2.

Lutningarna är angivna horisontellt:vertikalt

Vallar och dammar har givits följande dimensioner:

ARV1

L	(m)	B	(m)
1	30	1	15
1b	25	1b	10
2	49	2	11,3
2b	46,6	2b	10,1
3 ¹	32	3	76
3b	25	3b	67
4 ¹	17	4	84,2
4b	9		
TOT	457,5	TOT	108,2

¹Den första aeroba bassängen (L3) är bredare än de efterföljande två (L4) i ARV1.

ARV2

L	(m)	B	(m)
1	18,4	1	9,3
1b	13,4	1b	4,3
2	20	2	10
2b	17,6	2b	8,8
3 ¹	18,2	3	47,4
3b	10,2	3b	39,4
		4	67
TOT	260	TOT	91

¹L3 och L4 har samma dimensioner i ARV2.

Nivåer

Bägge ARV storlekar har samma nivåer på dammbottnar, inner och yttrevallar. Dessa är angivna i förhållande till omgivande marknivå:

Nivå	Enhet	Höjd
H1	(m)	+3
H2	(m)	+1
H3	(m)	0
H4	(m)	-0,6
H5	(m)	-1,5
H6	(m)	-2

Förbehandling

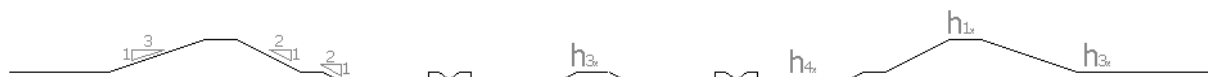
Dimensionerna för komponenterna i förbehandlingen återfinns i rapporten. Förkortningarna i figuren betyder följande:

PS: Pumpstation
SF: Sandfång
RG: Rensgaller
BA: Bräddavlopp

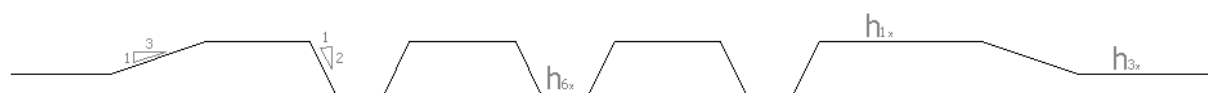
SNITT A-A



SNITT B-B



SNITT C-C



Skisserna är baserade på dimensionerna hos ARV 1. Skisserna är inte proportionerliga för ARV 2.

TIDIGARE PUBLIKATIONER

Biometri och informatik

Institutionsrapporter

- 81 Olsson, U. & Sikk, J. Fourth Nordic-Baltic Agrometrics Conference, Uppsala, Sweden, June 15-17, 2003. Conference proceedings.
- 80 Edlund, T. Pluripolar Completeness of Graphs and Pseudocontinuation. Licentiatavhandling.
- 79 Nilsson, K. Macrolide antibiotics – mode of action and resistance mechanisms. Licentiatavhandling.
- 78 Sahlin, U. Analysis of forest field data with a spatial approach. Examensarbete.
- 77 Seeger, P. Nested t by 2 Row-Column-Designs suitable for bridge competitions.
- 76 Wörman, A. Low-Velocity Flows in Constructed Wetlands: Physico-Mathematical Model and Computer Codes in Matlab-Environment.
- 75 Huber, K.T., Moulton, V. & Steel, M. Four characters suffice to convexly define a phylogenetic tree.
- 74 Ekbohm, G. Induktion, biometri, vetenskap.
- 73 Huber, K.T., Moulton, V. & Semple, C. Replacing cliques by stars in quasi-median graphs.
- 72 Huber, K.T. Recovering trees from well-separated multi-state characters.
- 71 Holland, B.R., Huber, K.T., Dress, A. & Moulton, V. δ -plots: A tool for analyzing phylogenetic distance data.
- 70 Huber, K.T., Koolen, J.H. & Moulton, V. The Tight Span of an Antipodal Metric Space: Part II – Geometrical Properties.
- 69 Huber, K.T., Langton, M., Penny, D., Moulton, V. & Hendy, Michael. Spectronet: A package for computing spectra and median networks.
- 68 Åsenblad, N. Multivariate Linear Normal Models for the Analysis of Cross-Over Designs. Filosofie Licentiatavhandling i biometri med inriktning mot matematisk statistik.

Lantbruksteknik

Institutionsrapporter

- 248 2002 Lundh, J-E., Huisman, M. En jämförande studie av några maskinella och motormanuella röjningsmetoder utmed järnväg – uppföljning av skottutveckling efter röjning samt utvärdering av selektiv röjning.
- 249 2002 Ljungberg, D Gebresenbet, G Eriksson, H SAMTRA - samordning av godstransporter: Undersökning av möjligheter och hinder för samordnad varudistribution i centrala Uppsala.
- 250 2002 Larsolle, A., Wretblad, P. & Westberg, C. A comparison of biological effect and spray liquid distribution and deposition for different spray application techniques in different crops.

- 251 2003 Tidåker, P. Life Cycle Assessment of Grain Production Using Source-Separated Human Urine and Mineral Fertiliser.
- 252 2003 Perez Porras, J., Gebresenbet, G. Biogas development in developing countries.
- 253 2003 Wikner, I. Environmental conditions in typical cattle transport vehicles in Scandinavia.
- 254 2003 Sundberg, C. Food waste composting – effects of heat, acids and size.
- 255 2003 Nilsson, D. Harvesting and handling of flax for the production of short fibres under Swedish conditions. A literature review.

Institutionsmeddelanden

- 02:01 Fredriksson, H. Storskalig sommarskörd av vass - energiåtgång, kostnader och flöden av växtnäring för system med skörd och efterföljande behandling.
- 02:02 Björklund, A. Latrin och matavfall i kretslopp i Stockholms skärgård.
- 02:03 Jannes, S. Hantering av slaggvatten på högdalenverket – ett helhetsgrepp på hanteringen av förorenade vattenströmmar till och från slaggvattensystemet.
- 02:04 Flodman, M. Emissioner av metan, lustgas och ammoniak vid lagring av avvattnat rötslam.
- 02:05 Andersson, A. & Jensen, A. Flöden och sammansättning på BDT-vatten, urin, fekalier och fast organiskt avfall i Gebers.
- 02:06 Hammar, M. Organiskt avfall för biogas produktion i Götene, Lidköping, Skara och Vara kommuner
- 02:07 Nilsson, D. Småskalig uppvärmning med biobränslen. Kurskompendium.
- 03:01 Sjöberg, C. Lokalt omhändertagande av restprodukter från enskilda avlopp i Oxundaåns avrinningsområde.
- 03:02 Nilsson, D. Production and use of flax and hemp fibres. A report from study tours to some European countries.
- 03:03 Rogstrand, G. Beneficial Management for Composting of Poultry Litter and Yard-Trimming- Environmental Impacts, Compost Product Quality and Food Safety.
- 03:04 Lundborg, M. Inverkan av hastighet och vägförhållande på bränsleförbrukning vid körning med traktor.
- 03:05 Ahlgren, S. Environmental impact of chemical and mechanical weed control in agriculture. A comparing study

Denna meddelandeserie som utges av Institutionen för biometri och teknik, SLU, innehåller, examensarbeten samt övriga uppsatser som anses lämpliga att publicera i denna form. Tidigare nummer redovisas på de sista sidorna och kan i mån av tillgång anskaffas från institutionen.

This series is published by the Department of Biometry and Engineering, Swedish University of Agricultural Sciences. It contains master thesis as well as other reports or papers considered suitable for publication in this form. Earlier issues are listed on the last pages and can be obtained - if still available - upon application to the department.

DISTRIBUTION:

SLU

Institutionen för biometri och teknik

Box 7032

750 07 UPPSALA

Tel. 018-67 10 00

pdf.fil: www.bt.slu.se

SLU

Department of Biometry and Engineering

Box 7032

S-750 07 UPPSALA

SWEDEN

Phone +46 18 671000
