

Föroreningsspredning från kustnära deponi: Applicering av Landsim 2.5 för modellering av lakvattentransport till Östersjön

Henrik Kempengren

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
kandidatarbete, nr 507
(15 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2017

**Föroreningsspridning från
kustnära deponi:
Applicering av Landsim 2.5 för
modellering av lakvattentransport till
Östersjön**

Kandidatarbete
Henrik Kempengren

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2017

Innehåll

1. Introduktion.....	8
1.1 Syfte.....	8
1.2 Frågeställningar	8
2. Teori	8
2.1 Utvecklingen av en deponi	8
2.2 Vattenbalans för en deponi	9
2.3 Lakvattensammansättning	10
2.4 Hydraulisk konduktivitet	10
2.5 Kusterosion och stigande havsnivåer i Skåne	11
3. Bakgrund	12
3.1 Områdesbeskrivning	12
3.2 Historisk redogörelse	13
3.3 Tidigare undersökningar	13
3.4 Geologi	14
3.5 Hydrogeologi	14
4. Metod.....	15
4.1 Databehandling och beräkning av medelvärde	15
4.1.1 ProUCL 5.1	15
4.1.2 Fördelningstyp.....	16
4.1.3 Avvikande värden	16
4.2 Fältarbete	16
4.3 Modellerings	17
4.3.1 Landsim 2.5.....	17
4.3.2 Hydraulisk konduktivitet i fyllnadsmassor	17
4.3.3 Platsspecifika parametrar	18
4.3.4 Genomförande och beräkningar	18
5. Resultat.....	18
5.1 Bedömning av föroreningsituation	18
5.2 Databehandling och beräkning av medelvärde	18
5.3 Fältarbete	20
5.3 Modellerings	20
6. Diskussion	23
6.1 Modellerings	23
6.2 Sammanställning av modelleringsresultat	24

6.3 Utvärdering av modelleringsresultat	24
6.4 Framtida problematik	25
7. Slutsatser	26
8. Tackord	27
9. Referenser	27
Appendix 1	29
Appendix 2	30
Appendix 3	31
Appendix 4	32

Förorenings-spridning från kustnära deponi: Applicering av Landsim 2.5 för modellering av lakvattentransport till Östersjön

HENRIK KEMPENGREN

Kempengren, H., 2017: Förorenings-spridning från kustnära deponi: Applicering av Landsim 2.5 för modellering av lakvattentransport till Östersjön. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet*, Nr. 507, 28 sid. 15 hp.

Sammanfattning: Strax väster om centrala Ystad, intill Ystad Reningsverk, återfinns en deponi vars ursprung har spårats tillbaka till tidigt 1960-tal. Deponin beräknas vara cirka 11 250 m² och begränsas i sydlig riktning av Östersjön. Vid tidigare markundersökningar inom deponin konstaterades det förekomma stora mängder fyllnadsmassor av heterogen karaktär hela vägen ned till strandkanten där även aktiv erosion pågår. Enligt analys från ett ackrediterat laboratorium överskrider även koncentrationen av föroreningarna i fyllnadsmassorna i flertalet fall Naturvårdsverkets riktvärden för farligt avfall (FA). Syftet med detta examensarbete är att modellera lakvattensspridning från den kustnära deponin till Östersjön. Fokus kommer ligga på de data som framkommit vid tidigare miljötekniska markundersökningar utförda av ÅF Infrastructure AB. I bearbetningen av föroreningsdata används det statistiska analysprogrammet ProUCL 5.1 (Upper Confidence Limit). Vidare genomförs även grundvattenprovtagning av fysikalisk-kemiska parametrar inom deponin. Utöver detta appliceras modelleringsverktyget Landsim 2.5 (Landfill Performance Simulation) för att simulera och beräkna föroreningstransport från deponin till Östersjön. Dessa metoder appliceras för att kunna besvara hur lång tid det tar innan föroreningarna når Östersjön samt hur koncentrationen och mängden föroreningar i lakvattnet kommer att förändras i framtiden om inga åtgärder vidtas. Utöver detta diskuteras även hur en stigande havsnivå kan komma att påverka deponins framtida lakvattentransport och inverkan på Östersjön. Resultaten från modelleringen visar att samtliga föroreningar i fyllnadsmassorna når Östersjön inom 13–18 år och att Livsmedelsverkets gränsvärden för dricksvatten överskrids först efter 141–190 år. Då gränsvärdena för dricksvatten överskrids är lakvattenkoncentrationen fortfarande relativt liten men börjar sedan snabbt att stiga, vilket också leder till att den totala belastningen i Östersjön kraftigt ökar. Eftersom deponin däremot uppkom under 1960-talet innebär det att resultaten från modellen måste spolas fram minst 60 år. Det innebär att det första lakvattnet nådde Östersjön redan för cirka 45 år sedan. Vidare konstateras det att framöver kommer det huvudsakliga problemet inte att vara lakvattentransport till Östersjön utan de långsiktiga konsekvenserna av en stigande havsnivå. Stora volymer av avfall innehållande förhöjda, potentiellt mycket farliga halter av föroreningar kommer att eroderas ut i Östersjön utan någon form av utspädning till följd av stigande havsnivåer. Detta kan i framtiden potentiellt leda till akut toxicitet i deponins närliggande område.

Nyckelord: deponi, Landsim, förorenings-spridning, Östersjön, ÅF Infrastructure AB

Handledare: Jon Warnhag (ÅF Infrastructure AB), Håkan Rosqvist (Tyréns)

Ämnesinriktning: Kvärtärgeologi

Henrik Kempengren, Geologiska institutionen, Lunds universitet, Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: henrik.kempengren@gmail.com

Leachate from a near coastal landfill: Application of Landsim 2.5 to model leachate transport to the Baltic Sea

HENRIK KEMPENGRÉN

Kempengren, H., 2017: Leachate from a near coastal landfill: Application of Landsim 2.5 to model leachate transport to the Baltic Sea. *Dissertations in Geology at Lund University*, No. 507, 28 pp. 15 hp (15 ECTS credits) .

Abstract: Adjacent to Ystad Reningsverk, just west of the central parts of Ystad, there is a landfill whose origin has been traced back to the early 1960's. The total area of the landfill is assumed to be around 11 250 m² and in the south the landfill is limited by the presence of the Baltic Sea. During previous investigation and surveying within the landfill, a large amount of municipal solid waste (MSW) was found stretching all the way down to the shoreline where the process of erosion is taking place. According to analysis from an accredited laboratory, the MSW contains high concentrations of several pollutants, which in several cases exceeds the concentration of hazardous waste according to Naturvårdsverket. The aim of this bachelor thesis is to model the transport of leachates from the near coastal landfill to the Baltic Sea based on several data provided by ÅF Infrastructure AB. In processing of all the data that has been collected during earlier investigation, ProUCL 5.1 (Upper Confidence Limit) was used. Furthermore, groundwater sampling is carried out with the purpose of analyzing several physical and chemical parameters within the landfill. Apart from this, Landsim 2.5 (Landfill Performance Simulation) is being applied to simulate and calculate the transport of pollutants from the landfill to the Baltic Sea. The aim of this is to be able to decide how long it takes before the pollutants reach the Baltic Sea, as well as determining how the leachates concentration and the loading of pollutants to the Baltic Sea changes over time. In addition to this, rising sea levels are also addressed, focusing mainly on how this might affect future leachate transportation and its impact on the Baltic Sea. The results derived from Landsim shows that each pollutant present in the landfill reaches the Baltic Sea within 13-18 years, furthermore, after 141-190 years each pollutant exceeds the limit for drinking water standards according to Livsmedelsverket. Up until this point the leachate concentration is quite low, but after this point it starts to increase rapidly, which in turn results in an increased loading in the Baltic Sea. Since the landfill originates from the 1960's, this means that the results derived from Landsim needs to be fast-forward by 60 years. By taking this in to account, the first leachates that reached the Baltic Sea managed to do so 45 years ago. However, as time goes by the leachate will not be the main cause of concern, instead the long-term consequences of a rise in sea level will generate an increasing amount of erosion along the landfill. Thus, an increasing amount of MSW, containing elevated levels of dangerous pollutants, will erode out to the Baltic Sea without any form of dilution. As time goes by, this might potentially cause acute toxicity within the proximity of the landfill.

Keywords: landfill, Landsim, leachate transport, Baltic Sea, ÅF Infrastructure AB

Supervisor(s): Jon Warnhag (ÅF Infrastructure AB) Håkan Rosqvist (Tyréns)

Subject: Quaternary Geology

Henrik Kempengren, Department of Geology, Lund University, Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: henrik.kempengren@gmail.com

1 Introduktion

I linje med Miljökvalitetsmålen och EU:s Avfallsdirektiv bedrivs det i dag ett omfattande arbete för att minimera och förebygga negativa effekter på människors hälsa samt miljön. ”Giftfri miljö”, ”Grundvatten av god kvalitet” och ”Hav i balans samt levande kust och skärgård” är några exempel på de 16 miljökvalitetsmål som Sverige antagit för att uppnå det nationella generationsmålet, vilket lyder:

"Det övergripande målet för miljöpolitiken är att till nästa generation lämna över ett samhälle där de stora miljöproblemen är lösta, utan att orsaka ökade miljö- och hälsoproblem utanför Sveriges gränser."

För att komma till rätta med detta är det viktigt att samtiden och framtidens verksamheter bedrivs i enlighet med gällande miljölagstiftning för att uppnå miljökvalitetsmålen t.o.m. år 2020, dels att gamla synder utreds och åtgärdas. Deponier är ett exempel på sådana gamla synder, vilka utgör en betydande del av den nutida föroreningsproblematiken inom Sveriges gränser (Sävmo 2010).

Äldre nedlagda deponier utgör i många fall en risk genom förorening av samt spridning via mark-, yt- och grundvatten. Dessutom är lokaliseringen av dessa äldre deponier generellt sett sämre, vilket lyfts fram inom ”Åtgärder för levande hav” i Regeringens skrivelse (Miljö och Energidepartementet 2009) och ”Baltic Sea Action Plan” (Ågren 2009). Då flertalet av dessa äldre deponier initierades innan den första miljöskyddslagen (ML) trädde i kraft år 1969 så karaktäriseras de flesta av dessa av ett heterogent avfall med rester från allt från byggindustrin till hushållsavfall. Detta leder i många fall till en omfattande kontaminering av grundvatten - ofta benämnt som en cocktail-effekt. Därmed krävs det i många fall flertalet miljötekniska markundersökningar, provtagningar och riskbedömningar för att kunna bedöma den rådande miljörisk som dessa deponier utgör.

1.1 Syfte

Det huvudsakliga syftet i detta examensarbete är att undersöka lakvattensspridning från den kustnära deponin vid Ystad Reningsverk till Östersjön. Fokus ligger på de data som framkommit vid tidigare miljötekniska markundersökningar utförda av ÅF Infrastructure AB. Vid dessa undersökningar har det bland annat utförts test på fyllnadsmassor för att analysera föroreningskoncentrationer samt har den geologiska lagerföljden dokumenterats för att bedöma föroreningarnas eventuella spridningsförutsättningar till Östersjön. Vidare genomfördes fältarbete på fastigheten med ändamålet att undersöka bland annat pH

och oxidation-reduktionsförhållande i grundvattnet då detta är två viktiga faktorer som inverkar på många föroreningars fastläggning och mobilitet. För att simulera och beräkna föroreningstransport från deponin till recipienten så applicerades modelleringsprogrammet Landsim 2.5 (Landfill Performance Simulation), vilken modellerar lakvattensspridning av bland annat tungmetaller och organiska föroreningar över en tidsperiod av 20 000 år.

1.2 Frågeställningar

De övergripande frågeställningar som förväntas besvaras i det här examensarbetet är följande:

- Hur lång tid tar det för föroreningarna att nå Östersjön?
- Hur stor är koncentrationen och mängden föroreningar som sprids via grundvattnet till Östersjön och hur kommer detta att förändras i framtiden om inga åtgärder vidtas?
- Hur kommer en stigande havsnivå att påverka deponin och dess framtida inverkan på Östersjön?

2 Teori

2.1 Utvecklingen av en deponi

Utvecklingen av en deponi brukar traditionellt sett delas in i fyra olika faser. Under dessa faser kommer de fysiska och kemiska faktorer som påverkar nedbrytningen av avfall och därmed även lakvattensammansättningen i deponin att variera. De övergripande faktorer som påverkar utvecklingen inom deponin är främst: pH, syre, fuktighet och avfallets sammansättning (Christensen & Kjeldsen 1989; Kjeldsen 2002). När deponering väl upphört och täckning har genomförts kommer den storskaliga förändringen inom deponin att ske. Täckning leder till att avfallet inte längre är blottat för vädrets krafter i samma utsträckning som tidigare, vilket resulterar i att bland annat syretillgången nu är begränsad. Vidare kommer avfallets sammansättning att variera beroende på när och var i deponin man undersöker, vilket beror på lokala skillnader i syretillgång, pH, avfallets fuktighet och sammansättning (Kjeldsen 2002).

Aeroba fasen I

Den aeroba fasen i en deponi startar upp i direkt anslutning till att det första avfallet deponeras. Under denna fas kommer syretillgången till en början att vara god då avfallet nyligen varit i kontakt med atmosfären och syre ansamlats i avfallets porutrymmen. Med god tillgång till syre innebär detta att en stor mängd organiskt material kommer kunna brytas ned. Nedbryt-

ningen av organiskt material kommer i sin tur resultera i en ökad koldioxidproduktion i deponin (Christensen & Kjeldsen 1989). Eftersom deponin nu inte längre är i kontakt med atmosfären kommer syretillgången att snabbt minska i samband med nedbrytningen av organiskt material. Inom några dagar eller enstaka veckor kan mer eller mindre allt tillgängligt syre vara konsumerat (Kjeldsen 2002; Naturvårdsverket 2008). När syrenivåerna väl är mycket låga kommer det att börja produceras kvävgas då nitrat reduceras via denitrifikation (Naturvårdsverket 2008). Den höga halt kvävgas som produceras under den aeroba fasen återkommer först i fas fyra i takt med att metanproduktionen inom deponin kraftigt avtar (Kjeldsen 2002).

Anaeroba fasen II

I övergången till fas två i deponins utveckling, nämligen del ett av den anaeroba fasen, har mer eller mindre allt syre från den aeroba fasen förbrukats. Denna fas pågår under cirka 10 års tid (Naturvårdsverket 2008). Nu börjar det produceras ättiksyra och andra organiska syror (Cerne 2007). De bakomliggande orsakerna till uppkomsten av dessa syror är de hydrolytiska, fermenterande och acetogena bakterier som aktiveras under denna fas (Christensen & Kjeldsen 1989). Den anaeroba fasen brukar därför också kallas för den syrabildande fasen, eftersom uppkomsten av organiska syror bidrar till att pH-värdet sjunker. Detta leder i sin tur till en hämmad metangasproduktion då metanogena bakterier ej trivs under sura förhållanden (Vinterk 2015). I takt med att pH-värdet sjunker och mängden syror i deponin ökar kommer även lösningsförmågan hos många metaller och andra föroreningar att öka (Kjeldsen 2002). Vidare kommer andelen kväve att minska då produktionen av koldioxid och väte inom deponin ökar.

Andra delen av den anaeroba fasen tar vid när tillväxten av de metanogena bakterierna tar fart och metangas börjar produceras (Cerne 2007). Detta leder till att andelen metangas i deponin sakta ökar medan koncentration av koldioxid, kväve samt organiska syror minskar. Detta resulterar i att pH värdet börjar stiga igen, vilket i sin tur leder till att alkaliniteten i deponin ökar. Lösningsförmågan av metaller och andra föroreningar kommer således att minska jämfört med föregående del av den anaeroba fasen där lågt pH-värde gynade en ökad lösningsförmåga. (Christensen & Kjeldsen 1989).

Metanogena fasen III

Nästa fas karaktäriseras av anoxiska förhållanden, vilket resulterar i att metangasproduktionen inom deponin startar upp ordentligt. Denna fas kan infinna sig

inom några månader efter täckning och sedan pågå i flera hundra år (Naturvårdsverket 2008). Eftersom denna fas sträcker sig under så lång tid befinner sig även majoriteten av samtliga äldre deponier i denna fas. Här kommer det främst att produceras metangas och koldioxid som i nästa steg kan utvinnas som biogas eller deponigas (Cerne 2007). Anledningen till att metangasproduktionen ökar ordentligt är att de organiska syrorna inom deponin bryts ned och då börjar pH-värdet stiga. Ett högre pH-värde kommer inte att hämma de metanogena bakterierna i samma utsträckning som under den syrabildande, anaeroba fasen, vilket innebär att metangasproduktionen ökar ytterligare. Under bildningen av metangas konsumeras koldioxid, vätegas och acetat (Kjeldsen 2002). Till följd av detta kan den deponigas som utvinns ur deponin förväntas innehålla cirka 70 % metangas respektive 30 % koldioxid (Christensen & Kjeldsen 1989). Vidare kommer det inte att ske någon nedbrytning av ammonium, vilket bidrar till en förhöjd koncentration i lakvattensammansättningen (Naturvårdsverket 2008). Dessutom kan koncentrationen av metaller i lakvattnet förväntas minska, tillskinnad från bly som i många fall ökar trots ett neutralt till svagt basiskt pH-värde (Naturvårdsverket 2008).

Humusbildande fasen IV

Den humusbildande fasen tros inleda efter drygt 100 års tid eller längre (Naturvårdsverket 2008). Exakt när detta inträffar går ej att fastställa då majoriteten av samtliga äldre deponier fortfarande befinner sig i den metanogena fasen. Under denna sista fas kommer metangasproduktionen återigen att avta, vilket på längre sikt skapar mindre gynnsamma förhållanden för uttag av deponigas. Ytterligare en konsekvens av att mängden metangas minskar är att syre och kväve återigen penetrerar deponin. Anledningen till detta är att gastrycket inom deponin kommer minska till följd av mindre metangasproduktion, vilket genererar diffusionsprocesser från atmosfären som försöker stabilisera gastrycket inom deponin (Christensen & Kjeldsen 1989). Detta leder till att den kvarstående mängden metangas och organiskt material i deponin kommer att oxidera och därmed kan det återigen förväntas en ökad koldioxidproduktion (Kjeldsen 2002). Oxidationsprocesserna kommer även att bidra till en viss ökad lakning av metaller då pH-värdet minskar på grund av att befintliga humusämnen och sulfider oxiderar (Kjeldsen 2002; Rihm 2011).

2.2 Vattenbalans för en deponi

De huvudsakliga faktorer som påverkar vattenbalansen i en deponi är nederbörd (N), inflöde av yt- och grund-

vatten (Q_Y & Q_G), vattentillförsel från avfall (Q_{VA}), avrinning (Q_A), lakvattenproduktion (PERC) fuktförändring i avfallets ytskikt (ΔST) och evapotranspiration (A_{ET}) (Naturvårdsverket 2008; RVF 1996). Relationen mellan dessa faktorer anges i nedanstående ekvation:

$$N + Q_Y + Q_G + Q_{VA} = Q_A + PERC + \Delta ST + A_{ET}$$

För att det ska börja produceras lakvatten i en deponi så måste någon faktor i denna vattenbalans ekvation förändras. De tre processer som kan generera lakvattenproduktion i en deponi är ett ökat inflöde av yt- och grundvatten, vattentillförsel via avfall eller ökad nederbörd (RVF 1996). Eftersom deponin består av heterogent avfall och att effekten av de processer som beskrivs ovan varierar under året kommer lakvattenproduktionen i en deponi därmed variera över både tid och rum. Under säsonger med ökad nederbörd kommer det därmed att produceras mer lakvatten, men samtidigt kommer koncentrationen på lakvattnet att minska på grund av mer omfattande utspädning.

Ökad nederbörd och infiltration kan förväntas under vinterhalvåret då det råder positiv nettonederbörd på grund av mindre evapotranspiration. Utöver en positiv nettonederbörd så kommer även tjällossning och snösmältning äga rum, vilket leder till att den huvudsakliga påfyllningen av grundvattenmagasin sker under vinterhalvåret. Störst nettonederbörd inträffar före och i slutet av vegetationsperioden, då vegetation verkar som en negativ infiltrationsfaktor. Detta beror på att en ökad vegetation bidrar till högre transpiration och skärmverkan på ett område, som i sin tur minskar vattnets möjlighet att infiltrera.

För att begränsa lakvattenproduktionen i en deponi så finns det ett antal relativt enkla åtgärder som kan vidtas. Infiltration av yt- och grundvatten kan minimeras genom att avfallsupplaget befinner sig ovan mark eller byggs på höjden. Liknande resultat kan även åstadkommas genom att täta hela vägen runt deponin alternativt leda om inflödande yt- och grundvatten (Naturvårdsverket 2008). Ett tätskikt kommer också att minska den mängd nederbörd som kan infiltrera, samtidigt som ett dräneringsskikt tar hand om det vatten som faktiskt lyckas penetrera tätskiktet. Som sagt är detta relativt enkla åtgärd, åtgärder som skulle kunna appliceras på äldre deponier där mer moderna, förebyggande åtgärder ej vidtagits (Naturvårdsverket 2008). I slutändan är dock den avgörande frågan om en deponi utgör en risk för människa eller miljö. I fall där en risk förekommer kan en eller flera av de åtgärder som beskrivits ovan vara skäligen, antingen innan eller i samband med efterbehandling av en deponi.

2.3 Lakvattensammansättning

Lakvattensammansättningen syftar på vilka föroreningar som förekommer i det lakvatten som produceras i en deponi. Detta styrs i hög grad av vilken utvecklingsfas en deponi befinner sig i samt de kemiska och fysiska förhållanden som dessa enskilda faser karaktäriseras av (Naturvårdsverket 2008). Detta innebär att lakvattensammansättningen i en deponi kommer att förändras över tid på grund av att de faktorer som påverkar föroreningarnas fastläggning och mobilitet inom deponin i sin tur också förändras (Öman et al. 2000).

Lakvattensammansättningen och koncentrationen av olika föroreningar kommer därmed på lång sikt variera beroende på vilken utvecklingsfas en deponi befinner sig, men lakvattensammansättningen har även observerats att vara säsongsberoende enligt Åkesson & Nilsson (1997). Studien utfördes på en svensk "testdeponi" där man observerade lägre lakvattenkoncentrationer under säsonger med mer nederbörd på grund av mer omfattande utspädning. Liknande observationer har även gjorts på en deponi i Hong Kong av Chu et al. (1994).

Lakvattnet som produceras i svenska deponier karaktäriseras i många fall av höga halter järn, mangan, magnesium, sulfat, klorid, vätekarbonat, organiskt material, natrium och kalcium (RVF 1996). Koncentrationen av dessa ämnen i lakvatten presenteras bland annat i en rapport av Kulander (1990). Här presenteras medelvärdet på olika parametrar som analyserats från obehandlat lakvatten i 20 svenska deponier. Där framgår det att lakvattenkoncentrationen av de flesta organiska föroreningar och tungmetaller uppvisar låg till svagt förhöjda nivåer. Kulander (1990) kommenterar att detta beror på deponins låga lakningspotential.

2.4 Hydraulisk konduktivitet

Hydraulisk konduktivitet är ett mått som beskriver vattengenomsläppligheten av ett geologiskt material. Detta innebär att i en jordart med hög hydraulisk konduktivitet kan vatten färdas med en hög transporthastighet till skillnad från i en jordart där den hydrauliska konduktiviteten är låg. Isälvmaterial är ett exempel på en jordart där den hydrauliska konduktiviteten anses vara hög, medan transporthastigheten genom en moränlera är betydligt lägre. I ett område där finsand dominerar kan den hydrauliska konduktiviteten istället förväntas ligga någonstans i mitten av de två tidigare nämnda extremfallen.

Anledningen till att den hydrauliska konduktiviteten varierar mellan olika typer av jordarter är att de parametrar som bestämmer vattengenomsläppligheten varierar. Vattnets rörelse genom en jordart är främst beroende av porsystemets utseende, vilket i sin tur regleras av kornstorlek, kornform, sortering och packningsgrad. Vidare avgör även kornstorleken hur stor andel

dränerbart vatten det förekommer i en jordart, vilket är ett indirekt mått på mängden uttagbart vatten. En hög andel dränerbart vatten återfinns till exempel i ett grovkornigt isälvsmaterial medan ett finkornigt lerlager har en högre andel ej dränerbart vatten.

Om den hydrauliska konduktiviteten i en jordart är mycket liten kommer detta i sin tur resultera i att det vatten som finns i jordarten har en lång uppehållstid. En lång uppehållstid innebär att spridningsförutsättningarna för vattnet är mycket liten, vilket i sin tur leder till att det tar lång tid innan porerna fylls upp av nytt vatten. Skulle det vara så att vattnet innehåller föroreningar, så kommer detta bidra till att spridningsförutsättningarna för även dessa är mycket små, samtidigt som föroreningskoncentrationen i vattnet skulle öka på grund av en lång uppehållstid och begränsade utspädningseffekter (Avfall Sverige 2008). Hade den hydrauliska konduktiviteten istället varit mycket hög och uppehållstiden varit mycket kort, hade detta bidragit till mycket stora spridningsförutsättningar. Mycket stora spridningsförutsättningar hade i nästa steg inneburit att även föroreningarna hade kunnat spridas ohindrat, samtidigt som föroreningskoncentration i vattnet hade varit lägre då utspädningseffekterna hade varit mer gynnsamma på grund av vattnets höga genomströmningshastighet och korta uppehållstid (Ek 2014).

Till skillnad från en homogen jordart är det inte lika lätt att bestämma den hydrauliska konduktiviteten i en deponi. Eftersom deponin består av heterogent avfall kan avfallets lagring betraktas som anisotropisk (Staub et al. 2009). Detta leder till att den hydrauliska konduktiviteten varierar beroende på vilken typ av avfall som förekommer i deponins olika delar. Om det förekommer till exempel så kallade sub-horisontella lager inom deponin kan detta resultera i att den hydrauliska konduktiviteten är högre i horisontellt än vertikalt led (Staub et al. 2009). Utöver sub-horisontella lager så

Avfallets hydrauliska konduktivitet kommer även att variera över tid i samband med nedbrytningen av organiskt material och interna sättningar, då detta kan leda till att avfallet kompakteras. Ytterligare en faktor som är avgörande för den hydrauliska konduktiviteten är huruvida avfallet strimlats eller bearbetats innan deponering. Avfall som bearbetats innan behandling resulterar generellt i en lägre hydraulisk konduktivitet på grund av ett mer begränsat porutrymme (Beaven & Powrie 1995) tillskillnad från i en deponi där stora hålrum existerar.

Utöver de faktorer som beskrivs ovan är även fukthalten en mycket viktig del i den hydrauliska konduktiviteten. I Staub et al. (2009) presenteras en litteraturstudie med totalt nio stycken värden på hydraulisk konduktivitet från både fält- och laboratorieförsök. Storleken på värdena varierar mellan 10^{-4} m/s till 10^{-8} m/s under perioder av maximal fuktighet. Enligt fält-

studier av Cox et al. (2014) på både meso- och fullskalig nivå varierar den hydrauliska konduktiviteten mellan cirka 10^{-4} m/s vid 10 % fukthalt till 10^{-6} m/s vid 100 % fukthalt i avfall. Detta innebär att ett avfall med hög fukthalt kommer att bidra till en lägre vattengenomsläpplighet och därmed en längre transporttid genom deponin.

2.5 Kusterosion och stigande havsnivåer

2016 färdigställde SGU rapporten ”Skånes känsliga stränder – erosionsförhållanden och geologi för samhällsplanering” där målet var att kartlägga geologi samt erosionsförhållande längs med hela Skånes 55 mil långa kuster (Ising et al.). Kusten delades in i delsträckor baserat på hur de nuvarande erosionsprocesserna ser ut samt erosionskänslighet. I rapporten konstaterar Ising et al. (2016) att 12 % av Skånes kust utsätts för en negativ nettoerosion, vilket innebär att mängden material som ackumuleras under ett år understiger den mängd material som eroderas bort.

Längs med den delsträcka som berör fastigheten i det här examensarbetet sker det enligt Ising et al. (2016) ”ingen eller liten förändring” av kustlinjens position. Detta är baserat på flygfoto tagna från 1940 till och med 2010 där strandlinjens förändring har dokumenterats via Lantmäteriets georefererade historiska data. Däremot förekommer det branter med aktiv erosion i deponins södra del. Det som ger upphov till dessa nästintill vertikala branter är en blandning av silt- och sand (MSB 2011), vilket resulterar i så kallade nip-ras. Dessa nip-ras är generellt förknippade med erosionsprocesser där material eroderas bort i foten av en brant, vilket i längden bidrar till underminering och instabilitet. Liknande fall förekommer även längs kusten i västlig och östlig riktning i förhållande till fastigheten. Här har det inte heller skett någon större förändring av kustlinjens position sedan 1940, men likaså förekommer det på vissa platser även branter med aktiv erosion. Vidare bedömer Ising et al. (2016) att erosionskänsligheten längs delsträckan tillhör erosionsklass 3 på skalan 1–4 (1= liten känslighet 4=stor känslighet), vilket innebär att förutsättningarna för erosion är stora.

Ising et al. (2016) påpekar dock att erosionsförhållandena längs Skånes kust varierar under året beroende på bland annat vattenstånd och stormaktivitet, vilket är sammankopplat med säsong. Under sommar och vår sker det generellt en positiv nettoerosion, det vill säga att det tillförs mer material än det transporteras bort. Negativ nettoerosion sker istället under höst och vinter i samband med starkare vågor och stormar, framför allt i de fall där det förekommer nivåer med extremt högvatten (Ising et al. 2016).

Utöver att kartlägga de nuvarande erosionsförhål-

landena längs Skånes kust har SGU även valt att undersöka hur en stigande havsnivå kan tänkas påverka Skånes kustområden. Undersökningen är dels baserad på den artikel som FN:s klimatpanel (IPCC) publicerade 2013 angående klimatförändringar och stigande havsnivåer, dels den klimatanalys som SMHI utfört för Skåne län (Persson et al. 2011). Enligt Perssons et al. (2011) bedömningar beräknas extremvattenståndet i Skåne län år 2100 vara cirka 2,1 – 2,60 m över dagens havsnivå. Vidare påpekar Persson et al. (2011) att liknande fall har inträffat tidigare i samband med extrema vädersituationer. Julen år 1902 inträffade ett sådant extremt vattenstånd i Halmstad, vilket resulterade i att samtliga fastigheter och all mark inom 500 m avstånd från kusten stod under vatten (Persson et al. 2011).

Då det fortfarande pågår landhöjning i delar av Skåne kommer detta till viss del att motverka en stigande havsnivå längs kusten. I de sydligaste delarna av Skåne har däremot landhöjningen nästintill upphört, vilket innebär att den resulterande nettoeffekten av en stigande havsnivå kommer vara större i denna del av Skåne (Persson et al. 2011). Baserat på bedömningar gjorda av IPCC (2013) och Persson et al. (2011) har SGU (2017) sammanställt en kartvisare som åskådliggör hur Skånes strandlinje kommer att förskjutas till följd av en stigande havsnivå. Enligt kartvisaren framgår det att en havsnivåhöjning på 2 m kommer resultera i att strandlinjen, längs den delsträcka som berör den aktuella fastigheten, kommer att förskjutas cirka 10–15 m inåt land.

Persson et al. publicerade 2012 rapporten ”Handbok för klimatanpassad vattenplanering i Skåne” där syftet var att ”... samordna och driva på arbetet med klimatanpassning i länen”. I rapporten diskuterar man bland annat användningen av erosionsskydd och hur den fysiska planeringen av kustnära markanvändning kan komma att förändras till följd av klimatförändringar och en stigande havsnivå. Persson et al. (2012) betonar att erosionsskydd är något som kan bidra till att erosionsprocesser tillfälligt kan bromsas upp, men att det i längden sannolikt kommer att resultera i fler och mer kostsamma konsekvenser. Detta baserar Persson et al. (2012) på observationen att upprättandet av erosionsskydd ofta endast förflyttar problemet och resulterar i att närliggande område utsätts för mer erosion. Vidare tenderar underhållskostnaderna av dessa erosionsskydd att öka ju längre tid som går på grund av framför allt slitage. Oavsett om erosionsskydd nyttjas eller ej är det dock viktigt att ta hänsyn till både nuvarande och framtida erosionsförhållanden som med tiden kan

tänkas ändra förutsättningarna för den kustnära markanvändningen i framtiden (Persson et al. 2012).

3. Bakgrund

3.1 Områdesbeskrivning

På fastigheten Edvinshem 2:1 precis intill Ystad Reningsverk återfinns den aktuella deponin som behandlas i detta examensarbete (figur 1). Fastigheten begränsas i söder, väster samt österut av Östersjön och norrut av Västerleden. En stor andel av fastigheten i direkt anslutning till Ystad Reningsverk är en del av ett inhägnat område. Själva deponin befinner sig dock ej inom inhägnat område utan är tillgänglig för allmänheten. Vid fältbesök noterades det att området är relativt flackt, med en svag men tydlig lutning mot Östersjön. Baserat på platsbesök och kartstudier uppskattades även deponins totala yta vara cirka 11 250 m²

Vidare sträcker sig deponin söderut från Västerleden hela vägen fram till sluttningen ned till stranden där avfall sticker fram. Österut avgränsas deponin av att kustlinjen och Västerleden går ihop och västerut begränsas deponin av två slamdammar lokaliserade inom det inhägnade området tillhörande Ystad Reningsverk. Längs med deponikanten i söder spänner ett promenadstråk av måttlig användning. På stranden nedanför sluttningen från deponikanten återfinns äldre fiskebodas med tillhörande upplag för mindre fiskebåtar.

Närmast belagda bostadshus i förhållande till deponin är beläget ca 400 m nordostlig riktning. De två närmaste brunnarna förekommer även i detta bostadsområde enligt brunnsarkivet (SGU 2017), nämligen två energibrunnar. Övrigt omkringliggande område karaktäriseras främst av grönytor för rekreation, camping och rastning av hundar. Under sommarhalvåret förekommer även badgäster på stranden i direkt anslutning till och på fastigheten.

I nuläget bedömer Ystad-Österlenregionens miljöförbund att den framtida markanvändningen på området inte kommer att förändras i någon stor grad. I kombination av att människor förekommer på området i måttlig grad samt närheten till en utsatt recipient, nämligen Östersjön, har kravet på markskydd i samråd med ÅF fastställts till känslig markanvändning (KM) enligt Naturvårdsverkets riktvärden (2009).

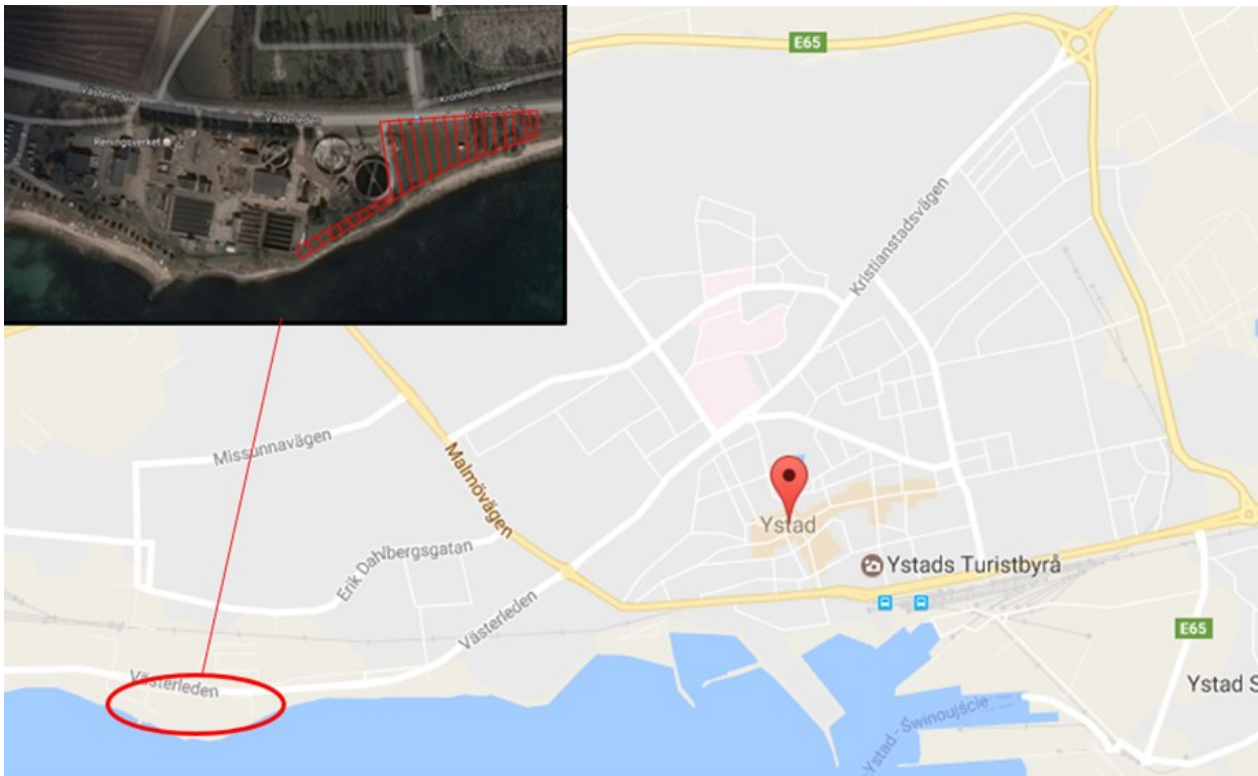


Fig. 1. Översiktsbild över Ystad tätort där även fastigheten Edvinshem 2:1 är markerad (i rött). Uppe till vänster i bild syns Ystad Reningsverk samt framgår deponins totala utbredning. Hämtad från Google Maps 2017-05-16

3.2 Historik redogörelse

Det förekommer ingen information beträffande tidigare känd bebyggelse på fastigheten eller intill reningsverket. I planbeskrivningen över fastigheten framgår det att avfallsmassor deponerats på fastigheten för utfyllnadssyfte. Vidare beskriver även planbeskrivningen att deponering ägt rum år 1966 eller tidigare. Utöver detta finns det ingen information rörande tidigare deponering på fastigheten. Detta stämmer väl överens med de flygbilder som finns över området. Fyllnadsmassornas ursprung är okänt och är av heterogen karaktär, vilket är ett gemensamt fall för många äldre deponier.

3.3 Tidigare undersökningar

Fyra stycken tidigare undersökningar har genomförts på fastigheten Edvinshem 2:1 intill Ystad Reningsverk. Den första miljötekniska markundersökningen - "PM Provgropsgrävning vid reningsverket i Ystad kommun" - genomfördes 2014-07-14 inför etableringen av de två slamdammar som i dag återfinns precis intill Ystad Reningsverk och som avgränsar deponin i västlig riktning. Under provtagning påträffades stora mängder fyllnadsmassor av heterogen karaktär, innehållande bl.a. glas, metall, oljetunnor, organiskt avfall och tegel. I samband med etableringen av slamdammar utförde ÅF även en schakt- och saneringskontroll - "Rapport avseende schakt- och saneringskon-

troll vid Ystad Reningsverk" - 2015-08-30. Efter avslutad sanering kvarstod inga föroreningshalter i marken överskridande Naturvårdsverkets riktvärden för MKM (mindre känslig markanvändning) under de nyetablerade slamdammar. Däremot kvarstod det förorenade massor som överskred MKM i schaktväggar i sydlig riktning mot Östersjön.

ÅF utförde även en miljökontroll av schaktmassor på uppdrag av Jönssons Sydgräv AB 2015-02-11. Schaktmassorna hade uppstått i samband med ledningsschakt vid reningsverket. Provtagning av jordmassorna visade på halter som överskred Naturvårdsverkets riktvärden för MKM.

Baserat på det faktum att stora mängder fyllnadsmassor påträffades under föreliggande markundersökning på fastigheten genomfördes ytterligare en miljöteknisk markundersökning - "Rapport avseende miljöteknisk markundersökning intill Ystad Reningsverk" - 2015-06-30 med syftet att ta ytterligare miljöprover i anslutning till reningsverket för att i nästa steg kunna bedöma och även försöka avgränsa deponins utbredning. Vidare var även tanken att detta skulle användas som underlag för eventuella åtgärdsförslag. Utöver laboratorieanalyser av jord och grundvatten utfördes även ett laktest på fyllnadsmassor från två stycken samlingsprov från deponin (tabell 1). Laktestet bestod av ett tvåstegs skakttest utefter metod EN 12457-3 enligt Naturvårdsverket (2006). Resultatet från laktestet visade att bly, sulfat och antimon överskred Naturvårdsverkets riktvärden för att få läggas på en de-

Tab. 1. Resultat från lakttest utefter metod EN 12457-3 enligt Naturvårdsverket 2006. *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall NFS 2004:10

Parametrar		15ÅF01	15ÅF10	Inert*	Icke Farligt*	Farligt*
		L/S=10 l/kg mg/kg torrsu- bstans	L/S=10 l/kg mg/kg torrsu- bstans	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
Arsenik		<0,050	<0,050	0,5	2	25
Barium		<2,0	<2,0	20	100	300
Kadmium		<0,050	<0,0040	0,04	1	5
Krom total		<0,050	<0,050	0,5	10	70
Koppar		0,20	1,9	2	50	100
Kvicksilver		<0,0013	0,0029	0,01	0,2	2
Molybden		0,077	0,061	0,5	10	30
Nickel		<0,040	0,045	0,4	10	30
Bly		<0,050	0,78	0,5	10	50
Antimon		0,11	0,47	0,06	0,7	5
Selen		<0,0060	<0,010	0,1	0,5	7
Zink		<0,40	1,1	4	50	200
Klorid		<66	<32	800	15 000	25 000
Fluorid		<1,0	1,7	10	150	500
Sulfat		15 000	91	100	20 000	50 000
DOC		95	220	500	800	1000

poni för inert avfall, däremot underskreds riktvärdena för att läggas på en deponi för icke-farligt avfall.

I linje med föreliggande miljöteknisk markundersökning utfördes ytterligare en markundersökning – ”Utökad miljöteknisk markundersökning intill Ystad Reningsverk” 2015-11-02 – 2015-11-03. I denna markundersökning utvidgades undersökningsområdet och totalt 86 jordprover uttogs från varierande djup på fastigheten. Tillsammans med kompletterade data från föreliggande markundersökningar har deponins hittills kända utbredning blivit avgränsad samt konstaterades det finnas ett efterbehandlingsbehov. Vidare föreslås en separat åtgärdsutredning med syftet att utreda vilka eventuella saneringsmetoder som är skäligen. Då deponins totala utbredning konstaterats vara av betydande storlek är det inte säkert att det är ekonomiskt tänkbart att tillämpa schaktsanering över hela det avgränsade området. Till sist poängteras även det faktum att störst spridningsrisk förekommer i slutningen ned mot stranden där fyllnadsmassorna är i kontakt med havet under perioder då havsvattnet står högt. Då området enligt SGU även är utsatt för aktiv kusterosion finns det en betydande risk att människor som vistas på stranden kan tänkas komma i kontakt med de föroreningar som eventuellt sprids via grundvattnet.

3.4 Geologi

Enligt SGU:s jordartskarta framgår det att de ytliga jordarterna runt fastigheten domineras av fin- till mel-lankornig sand, medan majoriteten av fastigheten är

täckt av fyllnadsmassor (SGU 2017). Vid provtagning på fastigheten i samband med de fyra föreliggande miljötekniska markundersökningarna har mäktigheten på fyllnadsmassorna konstaterats vara ca 2,5–3 m (figur 2). Under skruvborrtagning på detta djup upptäcktes matjord innehållande bl.a. glas, tegel, metall, organiskt avfall och oljetunnor. Fyllnadsmassorna som består av heterogent avfall bedöms ha hög genomsläpplighet. På 3 m djup i den stratigrafiska lagerföljden påträffades vad som tros vara övergången till naturliga jordarter bestående av en lerig morän. Moränen är den jordart som vilar direkt ovanpå berggrunden, vars djup varierar mellan 8–22 m i det närliggande området. Berggrunden består av kalk-, sand- och märkesten enligt borrdatabas i brunnsarkivet (SGU 2017).

3.5 Hydrogeologi

Vid föreliggande miljötekniska markundersökningar har grundvattennivån konstaterats ligga på cirka 1,8–3 m.u.my (meter under markytan). Den övre gränsen för grundvattennivån är däremot inte statisk, då den även påträffats ligga på cirka 2,5 m.u.my. Detta innebär att grundvattnet står i direkt kontakt med fyllnadsmassorna som befinner sig ned till ett djup av 2,5–3 m.u.my (figur 2). Enligt den stratigrafiska lagerföljden underlagras fyllnadsmassorna av en lerig morän som har en betydligt lägre hydraulisk konduktivitet. Detta jordlager kommer därmed att verka som en akvitard, vilket innebär att det vatten som infiltrerar ned genom fyllnadsmassorna kommer att bilda ett vattenmagasin ovanför detta moränlager. Under en säsong med ökad

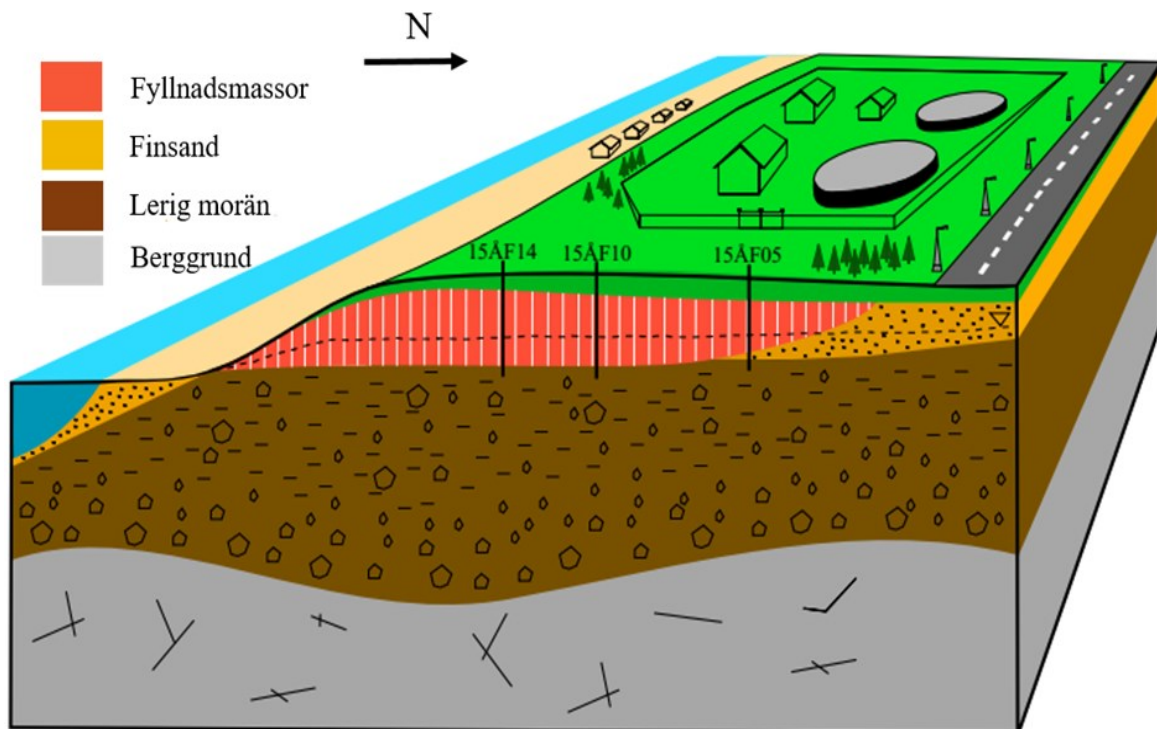


Fig. 2. Geologiskt modell över fastigheten Edvinshem 2:1 och deponin. Enligt markundersökningar har fyllnadsmassornas mäktighet konstaterats vara cirka 2,5–3 m.u.my. I modellen illustreras även grundvattenytan vilken återfinns på 1,8–3 m.u.my. Av: Henrik Kempengren

nederbörd kan därmed vattennivån i magasinet förväntas stiga, vilket ger upphov till ett mer ytligt grundvatten. Sakta men säkert kommer dock vattennivån i detta magasin att sjunka undan då akvitarden ej är helt tät, vilket medför ett nedåtriktat läckage. Vidare kommer även den lokala grundvattennivån att påverkas av närheten till Östersjön genom bl.a. ebb och flod. Under platsbesök kunde det konstateras att erosion ägt rum längs foten av sluttningen ned mot stranden, vilket pekar på att havsvattnet under vissa tidpunkter är i kontakt med fyllnadsmassorna.

Grundvattenströmriktningen i jordlagren är ej kartlagd, men berggrundens dominerade grundvattenströmriktning är riktad söderut mot Östersjön (SGU 2017). Enligt platsbesök och kartstudier har inget yt-vatten konstaterats på eller i närheten av fastigheten. Förutsättningarna för lokalt dricksvattenuttag i berggrunden är god, uttag är dock ej nödvändigt då Ystad kommun tillhandahåller kommunalt dricksvatten från Nedraby och Glemmingebro vattenverk (Ystad kommun, 2017).

4. Metod

4.1 Databehandling och beräkning av medelvärde

All data som behandlas under denna rubrik är data som framkommit vid tidigare miljötekniska markundersökningar utförda av ÅF Infrastructure AB. Fokus ligger på de föroreningar som överstiger Naturvårdsverket riktvärden för KM samt de föroreningar som på förhand är inkluderade i Landsims basscenario. Totalt sett har 13 föroreningar inkluderats: arsenik, barium, benso(a)pyren, bly, kadmium, kobolt, koppar, krom, kvicksilver, naftalen, nickel, vanadin och zink. Majoriteten av dessa är metaller men det förekommer även organiska ämnen som naftalen vilken ingår i gruppen av lågmolekylära PAH. Benso(a)pyren är också en PAH men tillhör till skillnad från naftalen gruppen av högmolekylära PAH.

4.1.1 ProUCL 5.1

För tolkning av de data som framkommit vid tidigare markundersökningar har det statistiska analysprogrammet ProUCL 5.1 använts enligt rekommendation av Naturvårdsverket (2009). ProUCL är ett program som kan användas dels för grundläggande statistisk analys av bland annat medelvärde, median och standardavvi-

kelse, dels för att se vilken fördelning data har. Utöver dessa funktioner så plottades även samtliga data i histogram och box-plottar för att skapa en överblick kring distributionen av föroreningsdata och eventuella avvikande värden.

4.1.2 Fördelningstyp

Vid bedömning av vilken fördelning som varje förorening hade så kördes ett "Goodness-of-fit" test i ProUCL där signifikansnivån sattes till 95 %. Med en signifikansnivå på 95 % så godkänds en felrisk på 5 %. Enligt testet så fanns det tre stycken olika fördelningstyper närvarande: normal-, log- och gammafördelning. För normal- och logfördelning användes Shapiro-Wilks test och för kontroll av gammafördelning användes Anderson-Darling samt Kolmogorov-Smirnovs test. När fördelningstypen var bestämd så kunde även föroreningsens medelvärde bestämmas. Testerna visade dock att föroreningsdata hade en felrisk som överskred 5 % och därmed uppfylldes ej en godkänd signifikansnivå. Därför exkluderades dessa resultat ur undersökningen.

4.1.3 Avvikande värden

I många fall förekom det så kallade outliers, vilket är värden som avviker från normalfördelningen av resterande data. I ProUCL användes box-plottar för att identifiera dessa outliers. Beroende på hur pass mycket dessa avvek från resterande mängd data var nästa steg att besluta huruvida de skulle ingå eller exkluderas ur undersökningen.

Då deponin består av heterogent avfall så är det inte ovanligt att outliers förekommer och det är därmed viktigt att dessa inkluderas i beräkningarna för att få en fullständig bild av föroreningssituationen. En annan konsekvens av att deponin består av heterogent avfall är att det i detta fall ej går att beräkna en representativ halt som är statistiskt säkerställt för hela deponin på grund av ett begränsat antal mätpunkter inom deponin. (Naturvårdsverket 2009).

Baserat på de data som framkommit vid föreliggande markundersökningar, angående hur föroreningskoncentrationen varierat i jord för varje enskild förorening, har tre olika scenarios utformats. I det första scenariot, nämligen "median case", inkluderades samtliga data för att beräkna ett medianvärde för varje enskild förorening. Utöver medianvärdet framtoogs också ett scenario där avvikande data i form av outliers exkluderades varefter ett medelvärde beräknades. Detta scenario benämns som "best case". I det tredje och sista scenariot, nämligen "worst case", så inkluderades samtliga data vid beräkning av ett medelvärde. Målet med dessa tre olika scenarios var att öka chansen för att lyckas fånga det faktiska föroreningsscenariot inom

deponin där den "verkliga halten" sannolikt befinner sig i spannet mellan dessa tre scenarios. Målet med dessa tre statistisk framtagna nivåer var även att visa på den osäkerhet som finns i deponin rörande fördelning, mängd och koncentration föroreningar.

4.2 Fältarbete

Platsbesök på fastigheten ägde rum 2017-04-05. Syftet med platsbesöket var att dels göra en övergripande inventering av de grundvattenrör som installerats under tidigare markundersökningar, dels att undersöka ett antal fysikalisk-kemiska parametrar i grundvattnet (figur 3). Målet med detta var att få en bredare förståelse kring vattnets egenskaper och kvalitet, vilket i nästa steg även kan inkluderas i Landsim då detta är faktorer som kan påverka spridningsförutsättningar inom deponin. Till exempel är oxidations- och reduktionspotentialen samt pH faktorer som kontrollerar bland annat retardation av arsenik, vilket avgör dess mobilitet i mark och grundvatten. Vid platsbesök noterades även en stor mängd heterogent avfall, främst i sluttingen ned mot stranden.

Mätning av fysikalisk-kemiska parametrar utfördes i samtliga fyra grundvattenrör inom det avgränsade området (15ÅF01, 15ÅF02, 15ÅF03 och 15ÅF14). Se appendix 1 för karta över grundvattenrörens position. De fysikalisk-kemiska parametrar som undersöktes var temperatur, DO (%) (dissolved oxygen), DO (mg/l), SPC (konduktivitet), pH och ORP (oxidation-reduktionspotential).

För provtagning av grundvatten användes en peristaltisk pump och för mätning av de ovan angivna parametrarna användes en flödescell av märket YSI Pro som kalibrerades innan användning. Vattnet i grundvattenrören omsattes innan provtagning för att få representativa värden. När flödet var konstant och flödesmätaren redovisade stabiliserade värden avlästes samtliga parametrar.



Fig. 3. Vid platsbesök undersöktes ett antal fysikalisk-kemiska parametrar i grundvattnet inom deponin.

4.3 Modellering

Under denna rubrik behandlas fyra olika avsnitt: Landsim 2.5, Hydraulisk konduktivitet i fyllnadsmassor, Platsspecifika parametrar samt Genomförande och beräkningar. I första avsnittet ges en översiktlig bakgrund till Landsim, samt ges exempel på modellens användningsområde. I nästa avsnitt går det att läsa om hur bestämning av den hydrauliska konduktiviteten i fyllnadsmassorna sett ut och vilken bakomliggande referenslitteratur som använts för detta ändamål. Tredje avsnittet beskriver kort hur simuleringsprocessen av deponin gått till med avseende på bland annat föroreningskoncentration, geologiska förhållanden och ytterligare platsspecifika parametrar. Vidare presenteras även delar av den referenslitteratur som använts i de fall där underlag för bedömning av parametrar saknats. I sista avsnittet beskrivs kort modelleringsprocessen samt de beräkningar som utförts.

4.3.1 Landsim 2.5

För att modellera föroreningsutbredning från deponin till recipienten så har programvaran Landsim 2.5 applicerats (figur 4). Programmet använder sig av kvantitativ riskbedömning för att fastställa deponins funktionalitet och spridningsförhållande till grundvattnet (Drury et al. 2003). Modellen räknar på en transport av lakvatten från deponin till POC (Point Of Compliance), det vill säga recipienten. POC är en geografisk punkt som kan förflyttas i horisontellt plan i förhållande till deponin och vars lokalisering användaren själv definierar. I det här examensarbetet representerar Östersjön POC. Programmet tillåter dock användaren att undersöka flera steg i simuleringen, bland annat när och vilken föroreningskoncentration som förekommer i gränsen mellan avfallet och den mätade zonen.

Användaren tillåts själv konstruera en deponi genom att definiera de platsspecifika parametrar som gäller i och kring den aktuella deponin. Konstruktionen av deponin är systematiskt uppdelad i åtta delar, där användaren startar med att definiera infiltrationen till deponin och avslutar med att beskriva flödet i den mätade zonen. Innan simuleringen startar kan ytterligare processer som till exempel retardation väljas att inkluderas samt ska antalet max-iterationer anges, vilket är ett mått på antalet körningar programmet gör. Antalet iterationer sattes till 1001, vilket ger resultaten en konfidensnivå på 99 %. För fullständig beskrivning av Landsim, dess funktion och programmet som helhet, rekommenderas läsning på annat håll (Drury et al. 2003).

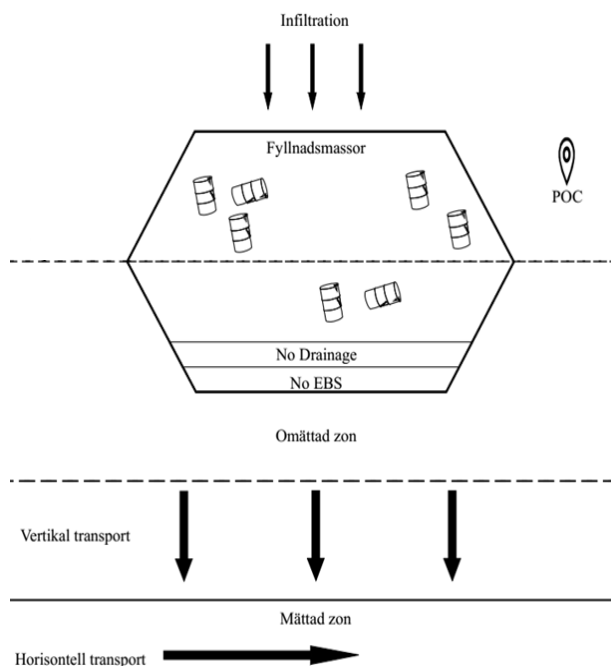


Fig. 4. Principiell skiss över spridningsförhållande och de parametrar som användaren själv definierar i Landsim 2.5. Point Of Compliance (POC) motsvarar Östersjön. Av: Henrik Kempengren

4.3.2 Hydraulisk konduktivitet i fyllnadsmassor

För att definiera den hydrauliska konduktiviteten för det avfall som återfinns i fyllnadsmassorna har referenslitteratur använts. Resultaten som presenteras stämmer i många fall väl överens med varandra, vilket pekar mot det faktum att den hydrauliska konduktiviteten i deponier med heterogent avfall tenderar att ha ett liknande mått på vattengenomsläpplighet. I artikeln av Cox et al. (2015) presenteras fältdata från både meso- och fullskaligt test på hur den hydrauliska konduktiviteten varierar mellan cirka 10^{-4} m/s till 10^{-6} m/s beroende på fukthalten (%) i avfallet. Vidare diskuterar även Staub et al. (2009) hur den hydrauliska konduktiviteten varierar mellan olika typer av heterogent avfall under förhållanden där maximal fuktighet råder. Staub et al. (2009) presenterar även en sammanfattande tabell från en litteraturstudie med totalt nio värden på hydraulisk konduktivitet från både laborationsförsök och fältstudier. Storleken på värdena varierar mellan 10^{-4} m/s till 10^{-8} m/s under perioder av maximal fuktighet. Baserat på dessa värden har den hydrauliska konduktiviteten för de fyllnadsmassor som återfinns i deponin definierats som $1,7 \cdot 10^{-4}$ – $2,0 \cdot 10^{-4}$ m/s (appendix 2). Eftersom cirka en tredjedel av fyllnadsmassorna står i direkt kontakt med fyllnadsmassorna (figur 2) kommer detta avfall att ha en lägre hydraulisk konduktivitet. Däremot kommer resterande avfall ovanför grundvattenytan att ha en betydligt högre hydraulisk konduktivitet. Sammantaget fastställdes ett värde på den hydrauliska konduktiviteten vilket återfinns i nedkanten av litteraturen, då cirka två tredjedelar av fyllnadsmassorna bedöms ha låg fuktighet.

4.3.3 Platsspecifika parametrar

Samtliga simuleringar av deponin kördes med identiska geologiska förhållanden. Däremot ändrades föroreningarnas koncentration i fyllnadsmassorna mellan körningarna för att se hur detta påverkade föroreningskoncentration vid POC (se avsnitt 4.1.3). För att köra Landsim kräver modellen förutom hydraulisk konduktivitet att man definierar andra parametrar som till exempel avfallets porositet, torrdensitet och retardation av föroreningar. Då dessa parametrar ej har blivit fastställda för deponin vid Ystad Reningsverk så kommer referenslitteratur från studier av andra deponier att behandlas. Sådana data går bland annat att tillgå i Drury et al (2003), Beaven och Powrie (1995), Staub et al. (2009) och Naturvårdsverket (2006).

Deponin angavs vara 100 m lång och 112,5 m bred, samt definierades infiltrationen vara 350 mm/år. Fyllnadsmassornas mäktighet fastställdes vara 2,5-3 m med en porositet på 0,4 (fraktion) och hydraulisk konduktivitet på $1,7 \cdot 10^{-4}$ – $2,0 \cdot 10^{-4}$. För fullständig lista på de ytterligare huvudsakliga parametrar som används vid simuleringarna och vilken litteratur de baseras på, se appendix 2.

4.3.4 Genomförande och beräkningar

Totalt sett så kördes det tre simuleringar i Landsim där föroreningskoncentration ändrades inför varje nytt scenario. Den första körningen gjordes med föroreningskoncentrationer enligt ”median case”, därefter följde ”best case” och till sist ”worst case” scenariot. För att beräkna den totala belastningen så multiplicerats det totala flödet av vatten genom akvifären (l/år) med den föroreningskoncentration som uppmätts vid en specifik tidpunkt. Detta gav en totalbelastning på mg/år, vilket sedan omvandlades till kg/år.

Den totala belastningen beräknades för sammanlagt åtta tidpunkter: först uppmätta koncentrationen i POC, när Livsmedelsverket gränsvärden för dricksvatten (2001:30) överskreds och därefter vid 172 år, 210 år, 232 år, 282 år, 344 år och till sist då Peak värdet inträffade.

5. Resultat

5.1 Bedömning av föroreningssituation

Vid platsbesök och kartstudier uppskattades deponins yta vara 11 250 m² och baserat på borrdatabaser har fyllnadsmassorna konstaterats befinna sig ned till ett djup av 2,5 – 3 m.u.my. För att uppskatta den totala mängden föroreningar i deponin har fyllnadsmassornas densitet antagits vara 1,8 ton/m³ (Bergelin et al. 2006). Detta innebär att den totala mängden fyllnadsmassor i deponin är cirka 50 625 – 60 750 ton.

5.2 Databehandling och beräkning

Under denna rubrik presenteras föroreningsdata av krom som från tidigare miljötekniska markundersökningar. Anledningen till varför just resultaten från krom presenteras är att det tydligt framgår hur föroreningskoncentrationen skiljer sig åt mellan de tre olika scenarier som ingått i modelleringen. Samtliga data har plottats i ett histogram och en box-plott. De huvudsakliga data som är av intresse i histogrammet är medelvärde, median och normalfördelning samt identifierade outliers i box-plotten. Under denna rubrik återfinns slutligen en sammanfattande tabell för samtliga 13 föroreningar.

Totalt sett har 45 stycken prover analyserats, varav den lägsta koncentrationen av krom uppmättes till 1,20 mg/l respektive 57 mg/l för den högst uppmätta koncentrationen. Medelkoncentrationen beräknades vara 12,04 mg/l och medianen var 10,00 mg/l (figur 5). Det är dessa två koncentrationer som utgör ”worst case” respektive ”median case” scenariot för krom under modellering. Vidare är standardavvikelsen (SD) 10,90 mg/l, skevheten (skewness) 2,37 och kurtosis 6,91. I histogrammet framgår även normalfördelningen av krom som de halter som befinner sig inom det skugg-

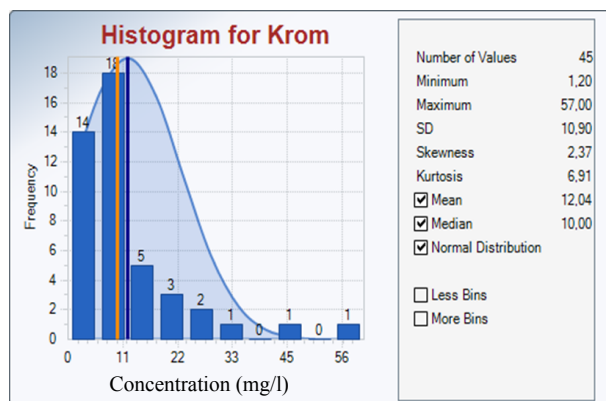


Fig. 5. Histogrammet redovisar halter av krom vid tidigare undersökningar. Mörkblå linje symboliserar medelvärdet (mg/l), gul linje symboliserar medianen (mg/l) och det skuggade området visar på normalfördelningen av krom. Vidare anges också mått på standardavvikelse (SD, mg/l), skevhet (skewness) och kurtosis.

I box-plotten nedan presenteras fördelningen av den mängd krom som påträffats under föreliggande miljötekniska markundersökningar inom deponin (figur 6). Av de 45 proverna som analyserats var det 3 stycken prover (blå prickar) som i grad bedömdes avvika från resterande prover. Föroreningskoncentrationen hos samtliga 3 prover översteg 32 mg/l, medan den övre gränsen för normalfördelningen var cirka 26 mg/l för resterande prover. Dessa 3 stycken prover är därmed outliers vid 95 % signifikansnivå som ej inkluderades i beräkningarna vid framtagandet av ett ”best case” scenario för krom vid modellering.

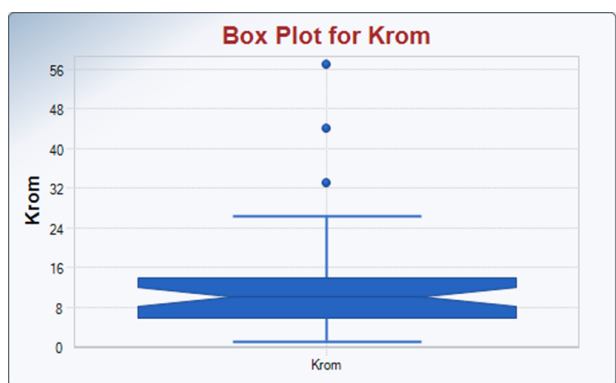


Fig. 6. Box-plotten redovisar de tre halter av krom som bedömdes vara outliers (blåa prickar). Dessa har ej inkluderats i beräkningarna vid framtagandet av ett "best case" scenario för krom vid modellering. y-axeln visar koncentrationen av krom (mg/l).

I tabellen nedan (tabell 2) framgår "median case", "best case" och "worst case" för samtliga 13 föroreningar. Vidare framgår även variationsbredd, standardavvikelse, skevhet och kurtosis. Den övergripande trenden är att föroreningskoncentrationen är lägst för "median case", medel för "best case" och högst för "worst case". Alla föroreningar följer dock inte denna trend då föroreningskoncentrationen för "best case" och "worst case" är den samma för två av dessa 13 föroreningar. Detta trendbrott gäller för zink och kvicksilver där halten för båda scenarierna är 483,89 respektive 0,6312 mg/l.

Vidare presenteras även variationsbredden för samtliga 13 föroreningar. För vissa föroreningar är det en stor skillnad mellan "best case" och "worst case" medan det för andra endast är en marginell skillnad. För

arsenik är skillnaden mellan dessa två olika medelvärde cirka 5 % ökning medan det för bly rör sig om en ökning på cirka 309 %.

Standardavvikelsen varierar stort mellan de olika föroreningarna. För zink är den 458,39 mg/l och för naftalen är den 0,07 mg/l. Skevhet varierar också, från 0,95 för arsenik till 6,01 för benso(a)pyren. Ett positivt värde på skevheten innebär att fördelningen av föroreningshalterna är förskjuten till höger i diagrammet och därmed förekommer flera höga koncentrationer (se histogram för krom ovan). Till sist varierar även kurtosis för samtliga föroreningar. Det högsta värdet har nickel där kurtosis är 25,29 och det lägsta värdet har arsenik med 0,37. Normalfördelningen har alltid en kurtosis på tre. Ett värde större än tre innebär att sannolikheten för att förekommer föroreningshalter större än medelvärdet ökar. I motsats till detta innebär ett värde på mindre än tre att sannolikheten för att det förekommer betydligt större föroreningshalter än medelvärdet minskar. Av de 13 föroreningarna är det främst benso(a)pyren, bly, naftalen och nickel där värdet på kurtosis är högt. Det innebär att bland dessa fyra föroreningar finns det ett stort antal prover där föroreningskoncentration kraftigt överstiger medelvärdet.

Tab. 2. I tabellen framgår föroreningskoncentrationen för "median case", "best case" och "worst case". Utöver dessa tre scenarier presenteras även variationsbredd (VB, mg/l), standardavvikelse (SD, mg/l), skevhet (SK) och kurtosis (KU) för samtliga parametrar.

Parametrar	Föroreningskoncentration (mg/l)			VB	SD	SK	KU
	"Median case"	"Best case"	"Worst case"				
Arsenik	6,90	10,05	10,51	3,15	6,31	0,95	0,37
Barium	160,00	291,05	314,17	154,17	274,71	1,49	1,70
Benso(a)pyren	2,10	2,66	8,95	6,85	32,09	6,01	36,69
Bly	110,00	195,53	604,75	494,75	1136,84	4,06	18,16
Kadmium	0,50	0,86	0,92	0,42	0,67	1,61	2,36
Kobolt	3,50	3,93	4,67	1,17	2,82	1,64	4,57
Koppar	50,00	79,95	118,24	68,24	123,68	1,90	2,91
Krom	10,00	11,64	14,48	4,48	10,90	2,37	6,91
Kvicksilver	0,32	0,63	0,63	0,31	0,57	1,43	1,72
Naftalen	0,03	0,037	0,06	0,03	0,07	3,60	15,59
Nickel	11,00	13,36	17,73	6,73	18,39	4,53	25,29
Vanadin	17,00	19,48	22,09	5,09	13,97	1,73	4,25
Zink	170,00	483,89	483,89	313,89	458,39	1,30	0,67

5.3 Fältarbete

De data som framkom vid fältarbete 2017-04-05 presenteras i tabellen nedan (tabell 3). Försök till mätning av fysikalisk-kemiska parametrar utfördes i samtliga fyra grundvattenrör inom deponin, men det var endast i två av dessa som mätning var möjlig på grund av dåligt tillflöde i grundvattenrör 15ÅF03 och 15ÅF14.

Mätningarna i grundvattenrör 15ÅF01 och 15ÅF02 visar på att grundvattnets temperatur ligger mellan 8,60 till 8,80 C° och att medelvärdet på pH-värdet är 7,17. Vidare uppmättes DO (%) vara mellan 27,84 till 32,4 % och DO (mg/l) 2,27 till 3,36 mg/l. SPC respektive ORP oxidations redovisade likartade värden i båda grundvattenrören med ett medelvärde på 1476 µS/cm för SPC och 249 mV för ORP. Eftersom någon tidigare mätning av fysikalisk-kemiska parametrar ej har genomförts på fastigheten finns det ej några data att jämföra med.

Tab. 3. I tabellen framgår de fysikalisk-kemiska parametrar som undersöktes inom deponin.

Parameter	15ÅF01	15ÅF02	Medel
C°	8,60	8,80	8,70
pH	7,50	6,84	7,17
DO (%)	27,84	32,4	30,12
DO (mg/l)	2,27	3,36	2,81
SPC (µS/cm)	1465	1487	1476
ORP (mV)	251	247	249

5.4 Modellering

Nedan presenteras modelleringens resultat från samtliga tre scenarier gällande den mängd krom som uppmätts i POC. För resterande diagram rörande de ytterligare 12 föroreningar som ingått i modelleringen se appendix 4.

I samtliga diagram har tidsaxeln begränsats till 4000 år. Detta beror på att de uppmätta föroreningskoncentrationerna i lakvattnet snabbt avtar och närmar sig 0 mg/l vid denna tidpunkt. Ytterligare en sak som är gemensamt för samtliga diagram är att det förekommer en dipp i föroreningskoncentration mellan cirka 450 till 1000 år för 99 percentilen. Detta leder till att det rent visuellt förekommer två stycken tidpunkter då koncentrationen peakar. Utöver 99 percentilen har även 90 och 95 percentilerna inkluderats för att visa på hur ett lägre antal iterationer potentiellt kan påverka resultatet. Vid beräkning och tolkning av resultaten är det endast 99 percentilen som beaktas. Notera att i 90 och 95 percentilen förekommer ingen dipp i föroreningskoncentration och på så sätt påträffas endast ett Peak värde.

Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av krom i POC påträffades efter 14 år (figur 7). Koncentrationen på detta lakvatten är $4,86 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $2,04 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen i lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av krom Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,26 kg/år. Efter denna tidpunkt fortsätter den totala belastningen att kraftigt ökat till 39,06 kg/år vid 282 år och peakar därefter på 102,56 kg/år vid cirka 1200 år. Efter cirka 4000 år är den totala belastningen tillslut nere på 0,11 kg/år. För närmare beskrivning på hur den totala belastningen förändras med tiden, se appendix 3.

I ”best case” scenariot uppmättes även här den första koncentrationen av krom i POC efter 14 år (figur 8). Koncentrationen på detta lakvatten var lägre än det som uppmättes vid samma tidpunkt i ”median case” scenariot, närmare bestämt $4,00 \cdot 10^{-12}$ mg/l med en totalt beräknad belastning på $1,68 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Vidare överskreds Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten efter 190 år samtidigt som den totala belastningen uppnår 0,63 kg/år. Därefter fortsätter den totala belastningen att stadigt öka till 63,9 kg/år efter 282 år. Till sist peakar mängden krom på 114,74 kg/år vid cirka 1200 år. Efter 1200 år avtar sedan snabbt koncentrationen på det lakvattnet som når POC och vid cirka 4000 år är den totala belastningen cirka 0,080 kg/år. Se appendix 3 för närmare beskrivning av hur den totala belastningen förändras med tiden.

”Worst case” scenariot är det scenario som redovisar högst föroreningskoncentrationer och total belastning vid POC (figur 9). Återigen uppmäts första koncentration av krom i POC efter 14 år och denna gång är koncentrationen $4,80 \cdot 10^{-12}$ mg/l vilket ger en total belastning på $2,01 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten överskreds efter 190 år då den totala belastningen uppnår 0,84 kg/år. Precis som i föregående scenario börjar sedan den totala belastningen kraftigt att öka och vid 282 år är den totala belastningen 80,32 kg/år. Därefter peakar den totala belastningen på 148,93 kg/år vid ca 1200 år. Efter 1200 år minskar därefter lakvattenkoncentrationen och vid cirka 4000 år är den totala belastningen i POC är 0,19 kg/år. Se appendix 3 för närmare beskrivning av hur den totala belastningen förändras med tiden.

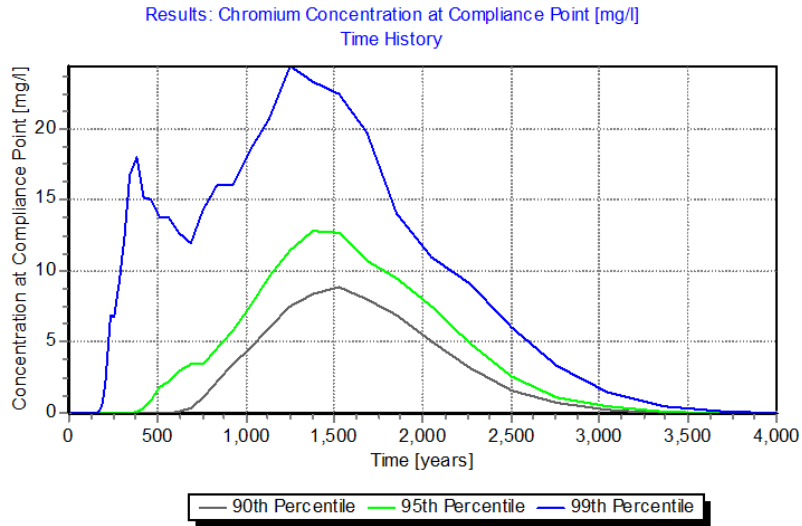


Fig. 7. Modelleringsresultaten för "median case" scenario beträffande krom.

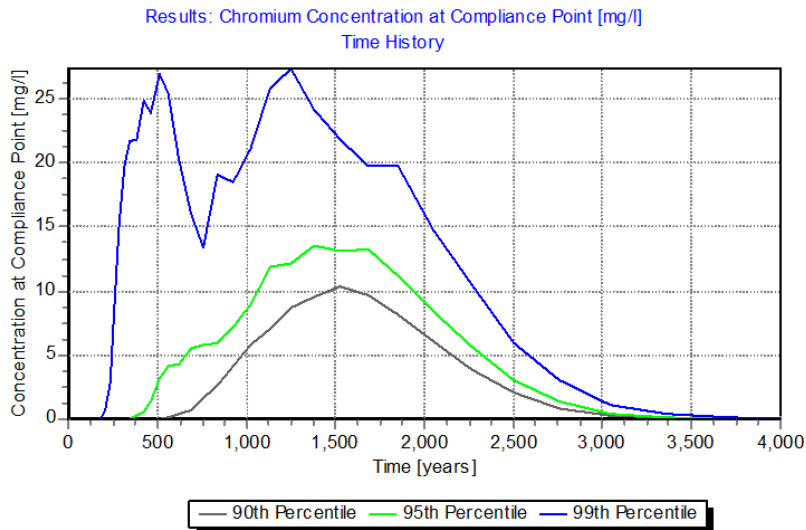


Fig. 8. Modelleringsresultaten för "best case" scenario beträffande krom.

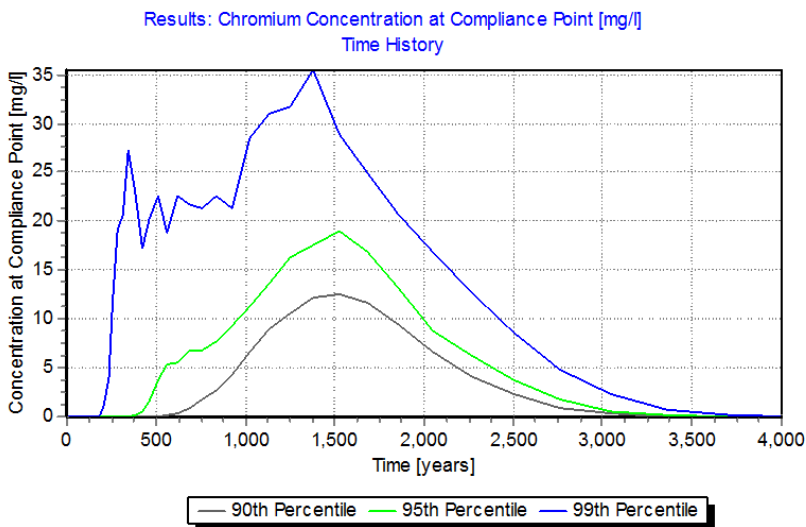


Fig. 9. Modelleringsresultaten för "worst case" scenario beträffande krom.

I appendix 3 finns en sammanställning över den totala belastningen för samtliga 13 föroreningar. Även dessa föroreningar följer samma trend som krom, nämligen att den totala belastningen till en början är låg för att sedan kraftigt öka. Den totala belastningen varierar dock mellan varje förorening och scenario. Samtidigt som krom i ”best case” scenario når sitt peakvärde på 114,74 kg/år är den totala belastningen av arsenik 185,72 kg/år och bly 1 797,60 kg/år.

Även om den totala belastningen för varje förorening ökar i övergången från ”median case” till ”worst case” scenario så är det fyra föroreningar som relativt sett ökar mest. Dessa fyra föroreningar är barium, bly, zink och koppar. För bly är denna ökning 4179 kg/år medan det för zink rör sig om 2 630,04 kg/år. Jämförelsevis är motsvarande ökning för arsenik 67,62 kg/år och 76,40 kg/år för vanadin.

Eftersom gränsvärden för dricksvatten (SLVFS 2001:30) saknas för barium, kobolt, naftalen, vanadin och zink har dessa fält lämnats tomma. Vidare saknas det även en beräkning av total belastning för benso(a)pyren och kobolt vid 282, 344 och peak år. Detta beror på att modelleringsresultaten producerade föroreningskoncentrationer som ej var rimliga, vilket var anledningen till att dessa exkluderades. Däremot har den totala belastningen fram till och med 232 år beräknats, då föroreningskoncentrationerna fram till denna tidpunkt redovisade värden som är mer troliga.

I tabellen nedan (tabell 4) framgår dels storleken, dels intervallet på den totala belastningen för samtliga 13 föroreningar i POC vid 172, 210, 232, 282 och Peak år. I tabellen framgår det även att beroende på vilka scenario som beaktas så kommer intervallet av den totala belastningen vid samtliga tidpunkter att variera. För att bortse från hur medianvärdet i ”median case” påverkar intervallet på den totala belastningen, går det istället att fokusera på intervallet för de två olika medelvärdena ”best case” till ”worst case”, vil-

ket visas till höger i tabellen nedan. Vid samtliga tidpunkter förutom 172 och 232 år är intervallet för den totala belastningen större för ”median case” till ”worst case” än ”best case” till ”worst case”. Vid till exempel 344 år är intervallet 7 057,86 kg/år för ”median case” till ”worst case” medan intervallet för ”best case” till ”worst case” är 3 128,44 kg/år.

Tab. 4. I tabellen framgår två olika intervall för den totala belastningen (kg/år) i POC för samtliga 13 föroreningar. Till vänster framgår intervallet för ”median case” till ”worst case” och till höger framgår intervallet för ”best case” till ”worst case”. Notera att variationsbredden (VB) skiljer sig åt mellan de olika intervallen.

”Median case” - ”Worst case”				”Best case” - ”Worst case”			
Tid (år)	Minimum (kg/år)	Maximum (kg/år)	VB (kg/år)	Tid (år)	Minimum (kg/år)	Maximum (kg/år)	VB (kg/år)
172	12,26	13,43	1,17	172	8,44	12,26	3,82
210	245,05	448,33	203,28	210	245,05	407,13	162,08
232	992,98	1550,98	558	232	992,98	1550,98	558
282	1846,35	7584,41	5738,06	282	5222,46	7584,41	2361,95
344	3402,96	10 460,82	7057,86	344	7332,38	10 460,82	3128,44
Peak	4890,41	13 373,79	8483,38	Peak	9269,25	13 373,79	4104,54

I diagrammet nedan (figur 10) illustreras den summerade, totala belastningen i POC där varje enskild förorening adderats. Summeringen har gjorts för samtliga tre scenarios. Diagrammet visar på att den totala belastningen för varje scenario till en början ökar mycket långsamt fram till och med 232 år. Efter 232 år börjar "median case" kurvan att sakta stiga medan kurvorna för "best case" och "worst case" istället stiger betydligt snabbare. Samtliga tre kurvor fortsätter att öka efter 282 år ända fram till Peak år, men för "best case" och "worst case" är ökningen inte lika snabb som i föregående del, då kurvorna nu lätt börjar flacka ut. "Median case" kurvan börjar däremot öka ännu snabbare än i föregående del då kurvan blir brantare fram till Peak år.

torn som är avgörande för transporttiden är fyllnads-massornas hydrauliska konduktivitet. Eftersom fyllnads-massorna har en betydligt högre hydraulisk konduktivitet än den leriga morän som underlagrar fyllnads-massorna så kommer detta medföra att lakvattnet kan transporteras relativt snabbt och därmed kan även de första föroreningarna nå Östersjön på kort tid.

Från att det första lakvattnet når Östersjön fram till att Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (2001:30) överskrids (cirka 141–190 år) är lakvatten-koncentrationen mycket låg för samtliga föroreningar. Detta resulterar i att även den totala belastningen under denna tid är relativt sett mycket liten. En tänkbar förklaring till att detta kan vara att deponin befinner sig i den metanogena fasen där lankningspotentialen för

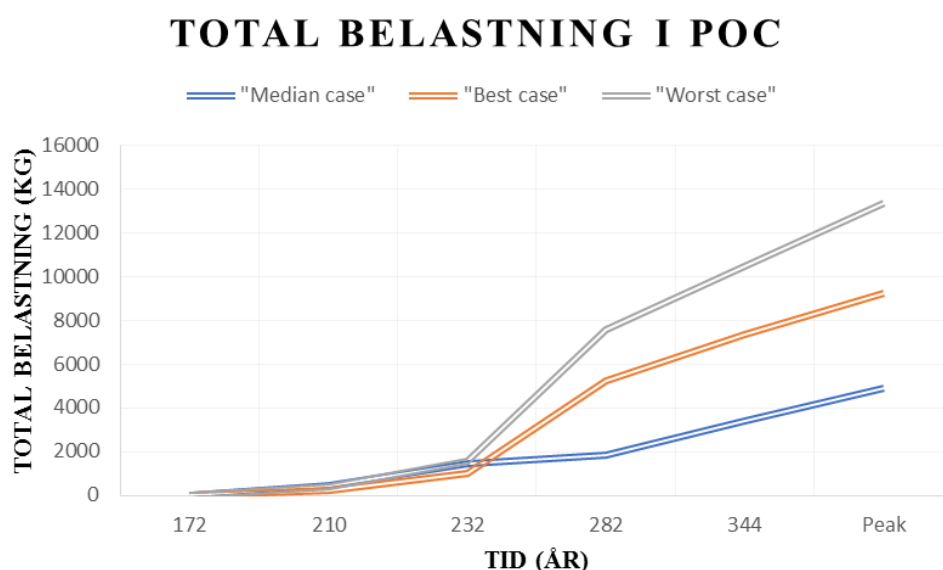


Fig. 10. I figuren framgår den totala belastningen (kg/år) i POC där samtliga 13 föroreningar har adderats och hur den förändras fram till och peak år.

6. Diskussion

6.1 Modellering

Resultaten från modelleringen visar på att lakvatten-transporten från den kustnära deponin till Östersjön går mycket snabbt. Närmare bestämt påträffas samtliga föroreningar i Östersjön inom 13–18 år (appendix 3). Denna mycket korta transporttid beror med stor sannolikhet på att grundvattenytan i området är hög, vilket leder till att grundvattnet står i direkt kontakt med fyllnads-massorna. Ett ytligt grundvatten innebär att lakvattnet endast måste transporteras en mycket kort vertikal sträcka innan det når grundvattenytan och den mättade zonen. När lakvattnet väl passerat grundvattenytan och befinner sig i den mättade zonen kommer lakvattnet istället att börja transporteras i horisontell riktning ut mot Östersjön. Den däremot viktigaste fak-

många föroreningar är liten. Studier har nämligen visat att endast cirka 0,02 % av de metaller som befinner sig en metanogen deponi lakar under de första 30 åren (Kjeldsen 2002). Vidare fortsätter lankningspotentialen att vara låg under stora delar av denna fas på grund av att bland annat organiskt material bidrar till sorptions-processer som binder upp och immobiliserar metallerna (Kjeldsen 2002). Till följd av att dessa processer hindrar metallerna från att laka kommer därmed även koncentrationen av dessa metaller i lakvattnet att vara låg, vilket även resultaten från modelleringen visar på.

Att deponins lankningspotential skulle vara liten stärks av det faktum att pH-värdet i deponin vid fältbesök konstaterades vara mer eller mindre neutralt, samtidigt som föreliggande lakttest visat på att endast bly, antimon och sulfat överskrider gränsvärdena för att få läggas på en deponi för inert avfall. Just ett neutralt pH-värde och förhöjda halter av sulfat är indikatorer som

i många fall används för att förklara varför just koncentrationen av metaller i lakvattnet från deponier är liten (Rihm 2008). Sulfater är nämligen mycket bra på att binda upp metaller så som nickel, kadmium, koppar, zink och bly, vilket återigen är anledningen till att koncentrationen av dessa i lakvattnet är låg (Rihm 2008). Hade pH-värdet istället varit lägre hade detta med stor sannolikhet resulterat i en ökad lösningsförmåga hos metallerna då sulfaterna ej hade kunnat binda upp dessa lika effektivt (Kjeldsen 2002). Att lakningspotentialen för bly överskrider gränsvärdet för att få läggas på en deponi för inert avfall är däremot inte förvånande då Naturvårdsverket (2008) påpekar att även vid ett neutralt pH-värde och höga halter sulfat förekommer det ofta svagt förhöjda halter av bly, då detta är en metall som lakar även under dessa förhållanden.

Efter att lakvattenkoncentrationen väl överskrider gränsvärdet för dricksvatten (SLVFS 2001:30) i Östersjön så börjar den totala belastningen för samtliga föroreningar kraftigt att öka ju längre tid som går. Cirka 40 år efter att gränsvärdet för dricksvatten överskrids så har den totala belastningen för många föroreningar ökat kraftigt (appendix 3) och fortsätter därefter att öka ytterligare. Den mest sannolika förklaringen till detta berör dels fyllnadsmassornas hydrauliska konduktivitet, dels de fastläggnings- och retardationsprocesser som verkar inom deponin.

Den hydrauliska konduktiviteten för fyllnadsmassor är generellt sett hög, vilket innebär att vatten kan spridas snabbt. Beaktar man däremot de fastläggningsprocesser som verkar i den aktuella deponin så leder detta till att föroreningarnas spridningsförmåga minskar. Detta leder till att föroreningarna får en ökad uppehållstid i fyllnadsmassorna. Effekten av att fastläggningsprocesserna bidrar till att öka föroreningarnas uppehållstid i fyllnadsmassorna kan liknas vid en geologisk barriär. I en geologisk barriär tar det lång innan lakvattnet dels lyckats passera, dels innan några höga lakvattenkoncentrationer kan konstateras i en punkt nedströms (Rihm 2008). När lakvattnet däremot lyckats passera den geologiska barriären så kommer den initiala lakvattenkoncentrationen och tillslut maxkoncentrationen att vara mycket stor på grund av att en stor mängd av föroreningarna når Östersjön samtidigt. (Avfall Sverige 2008). Hade det inte förekommit någon fastläggning alls i deponin så hade den höga hydrauliska konduktiviteten i fyllnadsmassorna istället bidragit till en kortare uppehållstid och därmed även en lägre föroreningskoncentration till följd av ett mer konstant lakvattenflöde till Östersjön.

6.2 Sammanställning av modelleringsresultat

I tabell 5 framgår det att beroende på vilka scenario som beaktas kommer intervallet för den totala belastningen i Östersjön att variera. Den ursprungliga tanken med dessa intervall var att detta skulle visa på hur svårt det är att ta fram en representativ föroreningshalt inom deponin. Intervallet är på så sätt ett sätt att ta hänsyn till att deponin består av heterogent avfall, vilket i sin tur leder till att det ej går att fastställa en exakt siffra på den totala belastningen vid en specifik tidpunkt. Istället kommer den totala belastningen vid ett specifikt tillfälle att ligga någonstans inom intervallen.

Beroende på vilket av de två intervallen som beaktas kommer även i nästa steg storleken på intervallet att variera. Resultaten visar att medianhalten i ”median case” leder till att storleken på intervallet för ”median case” till ”worst case” ökar, vilket ger en större osäkerhet i den totala belastningen. I intervallet för ”best case” till ”worst case” beaktas endast medelvärden, vilket leder till en mer likvärdig storlek på den totala belastningen och därmed en mindre osäkerhet inom intervallet. Detta innebär att beroende på vilken typ av statistiskt mått (median, medelvärde) som beaktas kommer storleken på intervallet och därmed osäkerheten för den totala belastningen i Östersjön att skilja sig åt.

Den totala belastningen för samtliga scenarios åskådliggörs i figur 8. Där framgår det också att storleken på den totala belastningen skiljer sig mycket åt beroende på vilket scenario som beaktas. Oavsett vilket scenario som beaktas är däremot den totala belastningen i Östersjön mycket stor. Även om det skulle visa sig att den totala belastningen följer kurvan för ”median case” och därmed den lägst förväntade storleken på den totala belastningen, är detta ändå en belastning som potentiellt kan ha en mycket negativ inverkan på Östersjön. Frågan är därför inte om Östersjön kommer att påverkas av detta lakvatten, frågan är när detta inträffar och hur pass allvarliga dess konsekvenser blir.

6.3 Utvärdering av modelleringsresultat

Fördelarna med att använda sig av Landsim för att modellera lakvattentransport från den kustnära deponin till Östersjön är otaliga. Detta modelleringsverktyg bidrar nämligen till en ökad förståelse av och insyn i de lokala spridningsförhållanden som förekommer i deponin intill Ystad Reningsverk. Även om modellen på så sätt belyser många viktiga aspekter av spridningen så är det däremot väldigt viktigt att jämföra modelleringsresultaten med verkligheten och de faktiska observationer som gjorts under föreliggande markundersökningar. Detta kan i nästa steg användas för att

utvärdera sannolikheten i de modelleringsresultat som framkommit under detta examensarbete.

En mycket viktig sak att ha i åtanke är att det de fyllnadsmassor som återfinns i deponin deponerades under början av 1960-talet. Detta innebär att det lakvattnet som bildades under detta årtionde har redan haft nästan 60 år på sig att spridas. Eftersom spridning därmed redan pågått under 60 år måste även detta tas i beaktning vid bedömning av modelleringsresultaten. För att tidsramen ska vara den samma för både verkligheten och modelleringsresultaten måste därför resultatet från modelleringen spolas fram de 60 år som redan förflutit. I praktiken innebär detta att det vatten som ska nå fram till Östersjön inom 13–18 år enligt Landsim, faktiskt gjorde detta redan för cirka 45 år sedan. I nästa steg innebär detta även att det inte kommer ta 141–190 år innan lakvattenkoncentrationen för samtliga föroreningar överskrider gränsvärdet för dricksvatten (SLVFS 2001:30), istället kommer det att ta cirka 80–130 år. Till följd av detta kan i nästa steg även den stora ökningen av den totala belastningen i Östersjön förväntas inträffa tidigare.

Utöver det faktum att lakvattenspridningen från deponin redan pågått i 60 år så tar inte modellen hänsyn till att de högsta föroreningskoncentrationerna i deponin påträffats i deponins södra del, närmast Östersjön. Eftersom de högsta föroreningshalterna uppmätts närmast Östersjön i deponins södra delar innebär det att detta lakvatten som innehåller förhöjda lakvattenkoncentrationer kommer att nå Östersjön betydligt snabbare än det lakvatten som härstammar från deponins norra delar. Detta bidrar till att den tiden det tar fram till att gränsvärdena för dricksvatten överskrider (SLVFS 2001:30) och att den totala belastningen i Östersjön kraftigt ökar kommer att kortas ned ytterligare.

Jämför man mellan resultaten av den totala belastningen i Östersjön från Landsim och den förväntade mängden föroreningar inom deponin så uppstår vissa funderingar. Resultaten från modelleringen visar att den totala belastningen av samtliga 13 föroreningar i Östersjön kommer att uppnå en mängd på 100 kg/år efter cirka 200 år vid samtliga scenarios. Därefter kommer den att öka ytterligare, ända upp till 1000-tals kg/år vid peak år. Även om den exakta mängden föroreningar i deponin ej är fastställd på grund av ett begränsat dataunderlag, så kan det dock konstateras att den totala belastningen uppnår en mängd som bedöms vara orimligt hög.

Anledningen till att den totala belastningen uppnår orimligt höga mängder beror troligtvis på det faktum att vid modellering antas deponin bestå av en homogent fördelad mängd och koncentration föroreningar. Detta bidrar sannolikt till att föroreningsmängden i

fyllnadsmassorna delvis överskattas, vilket i sin tur påverkar storleken på modelleringsresultaten. Hur pass mycket fyllnadsmassornas föroreningsmängd i deponin överskattas går det dock i nästa ej att avgöra.

I rapporten ”Miljötekniska undersökningar Etapp 1” av Geosigma AB (Bergelin et al. 2006) försöker man precis som i detta examensarbete att kvantifiera mängden föroreningar i en deponi baserat på borrhdata. Deponin ligger i anslutning till ett äldre glasbruk och beräknas vara cirka 3000 m² samt innehålla 15 000 ton fyllnadsmassor. Vidare uppskattar Bergelin et al. (2006) att det inom deponin förekommer cirka 100 ton bly och 60 ton zink, förutsatt att tagna prov är representativa för området. Jämför man storleksordningen på den mängd bly och zink som uppskattas av Bergelin et al. (2006) med den totala belastningen av samma typ av föroreningar som beräknas i detta examensarbete så framgår det att i båda fallen så gäller det mängder uppemot tiotals ton. Även om undersökningsområdena skiljer sig åt så kan den uppskattade mängden föroreningar i rapporten av Bergelin et al. till viss del användas för att förstå vilka storleksordningar som potentiellt kan förekomma i en deponi. Detta innebär att även om den totala belastningen i detta examensarbete kan konstateras uppnå orimligt höga mängder, så är det däremot troligt att fyllnadsmassorna i deponin intill Ystad Reningsverk innehåller föroreningsmängder uppemot tiotals, om inte hundratals ton. Sannolikheten till detta ökar ytterligare man i nästa steg även beaktar att mängden fyllnadsmassorna i deponin bedöms vara cirka 50 000 – 60 000 ton. Detta innebär att även om resultaten från modelleringen bedöms ge orimligt höga mängder ju längre tid som går, så bedöms storleksordningen på den totala belastningen i Östersjön att vara av omfattande karaktär.

6.4 Framtida problematik

De modelleringsresultat som framkommit i detta examensarbete förutsätter att de förhållanden och plats-specifika parametrar som angivits i modellen förblir konstanta över tid. Det finns däremot ett flertal faktorer som på både kort och lång sikt med all säkerhet kommer att förändra de förutsättningar som råder i dagens läge och därmed även vilken eventuell risk deponin kan tänkas medföra i framtiden.

Till följd av att deponin åldras kan de fysiska och kemiska faktorer som påverkar nedbrytningen av avfall och därmed även lakvattensammansättningen förväntas ändras. Detta kan bero på att till exempel pH-värdet inom deponin sjunker eller att syre börjar penetrera avfallet och vidare ned i deponin (Christensen & Kjeldsen 1989; Kjeldsen 2002). På lång sikt kan sådana processer förväntas inträffa till följd av att deponin träder in i den humusbildande fasen (Naturvårdsverket 2008). I denna fas börjar diffusionsprocesser från at-

mosfären att bidra till att syre tränger in i deponin, vilket ger upphov till omfattande oxidationsprocesser där flertalet metaller frigörs från svårslösliga sulfider och organiska föreningar. (Kjeldsen 2002; Rihm 2011). Vidare kommer en ökad syretillgång leda till att kvarstående mängd organiskt material i deponin återigen kan börja brytas ned, vilket leder till att koncentrationen av koldioxid ökar. En ökad lakningspotential av föroreningar samt en ökad koldioxidkoncentration i deponin kommer bidra till att även pH-värdet sjunker, vilket i sin tur ytterligare ökar lakningspotentialen för många föroreningar i deponin. Detta hade därmed ökat lakvattenkoncentrationen och på så sätt även den totala belastningen i Östersjön. Det går ej att veta exakt när deponin träder in i denna fas, men enligt Naturvårdsverket (2008) lär det dröja åtminstone 100 år om inte mer då deponin redan befinner sig i den mycket stabila metanogena fasen.

Även om det längs fastigheten Edvinshem 2:1 skett ”ingen eller liten förändring” av kustlinjens position sedan år 1940–2010, så förväntas extremvattenståndet i Skåne län inom 100 år vara drygt 2 m över dagens havsnivå (Persson et al. 2011). Detta hade resulterat i en strandlinjeförskjutning på 10–15 m inåt land vid deponin intill Ystad Reningsverk. En sådan strandlinjeförskjutning hade inneburit att den lokala havsnivån legat i höjd med det avfall som befinner sig i sluttningen nedanför deponin. Detta hade bidragit till en ökad erosion längs sluttningen och deponikanten, då det vid föreliggande markundersökningar redan konstateras pågå aktiv vågerosion vid denna plats.

En ökad erosion hade med stor sannolikhet inneburit att ytterligare avfall hade blottats i sluttningen till följd av att havet ätit sig allt längre in i deponin. Detta hade på kort sikt inneburit att mer fyllnadsmassor hade spolats ut i havet medan det på längre sikt hade kunnat leda till att allt större volymer av sammanhängande mängder avfall eroderats till följd av instabilitet i deponikanten. Det huvudsakliga problemet hade då inte längre varit kopplat till en lakvattentransport, istället hade problemet varit det att fyllnadsmassornas stora innehåll av mycket farliga föroreningar hade transporterats direkt ut i Östersjön utan någon som helst form av utspädning. Utan någon form av utspädning skulle detta potentiellt kunna riskera att leda till akut toxicitet i det närliggande området (Naturvårdsverket 2009), då kraftigt förhöjda föroreningskoncentrationer hade spridits till Östersjön.

7. Slutsatser

- Resultaten från modelleringen visar att det första lakvattnet som bildas i deponin når Östersjön inom 13–18 år. Koncentrationen på detta lakvatten är mycket låg vilket i sin tur resulterar i att även den totala belastningen, i form av mängden föroreningar, också är mycket liten. Därefter dröjer det fram till och med 141–190 år innan samtliga föroreningar överskrider Livsmedelsverket gränsvärden för dricksvatten i Östersjön. Den troliga anledningen till att det dröjer 141–190 år är att deponin sannolikt befinner sig i den metanogena fasen där lakningspotentialen är liten.
- Eftersom deponin uppkom under 1960-talet innebär detta att det lakvatten som bildades vid denna tid redan haft 60 år på sig att spridas. Detta innebär att resultatet från modellen måste spolas fram minst 60 år, vilket i sin tur innebär att det första lakvattnet nådde fram till Östersjön för cirka 45 år sedan.
- Beroende på val av föroreningsscenario kommer den totala belastningen i Östersjön att variera stort. Även om den totala belastningen i Östersjön bedöms nå orimligt höga mängder vid beräkningar så bedöms dock den framtida totala belastningen i Östersjön att vara av omfattande karaktär. Frågan är därför inte om Östersjön kommer att påverkas av lakvattnet, frågan är när detta inträffar och hur pass allvarliga konsekvenserna blir.
- Då extremvattenståndet i Skåne förväntas öka med drygt 2 m över dagens havsnivå under de kommande 100 åren kommer detta resultera i en strandlinjeförskjutning på 10–15 m längs fastigheten som berör deponin. På kort sikt kommer detta leda till att ytterligare avfall blottas i sluttningen ut mot havet och på längre sikt kommer det innebära att allt större volymer av sammanhängande mängder avfall kommer eroderas till följd av instabilitet i deponikanten.
- På längre sikt kommer inte det stora problemet vara en lakvattentransport till Östersjön. Det huvudsakliga problemet kommer istället att vara att stora volymer av avfall innehållande förhöjda, potentiellt mycket farliga halter av föroreningar eroderas ut i Östersjön utan någon form av utspädning till följd av stigande havsnivåer. Detta kan potentiellt leda till akut toxicitet i den närliggande området.

8. Tackord

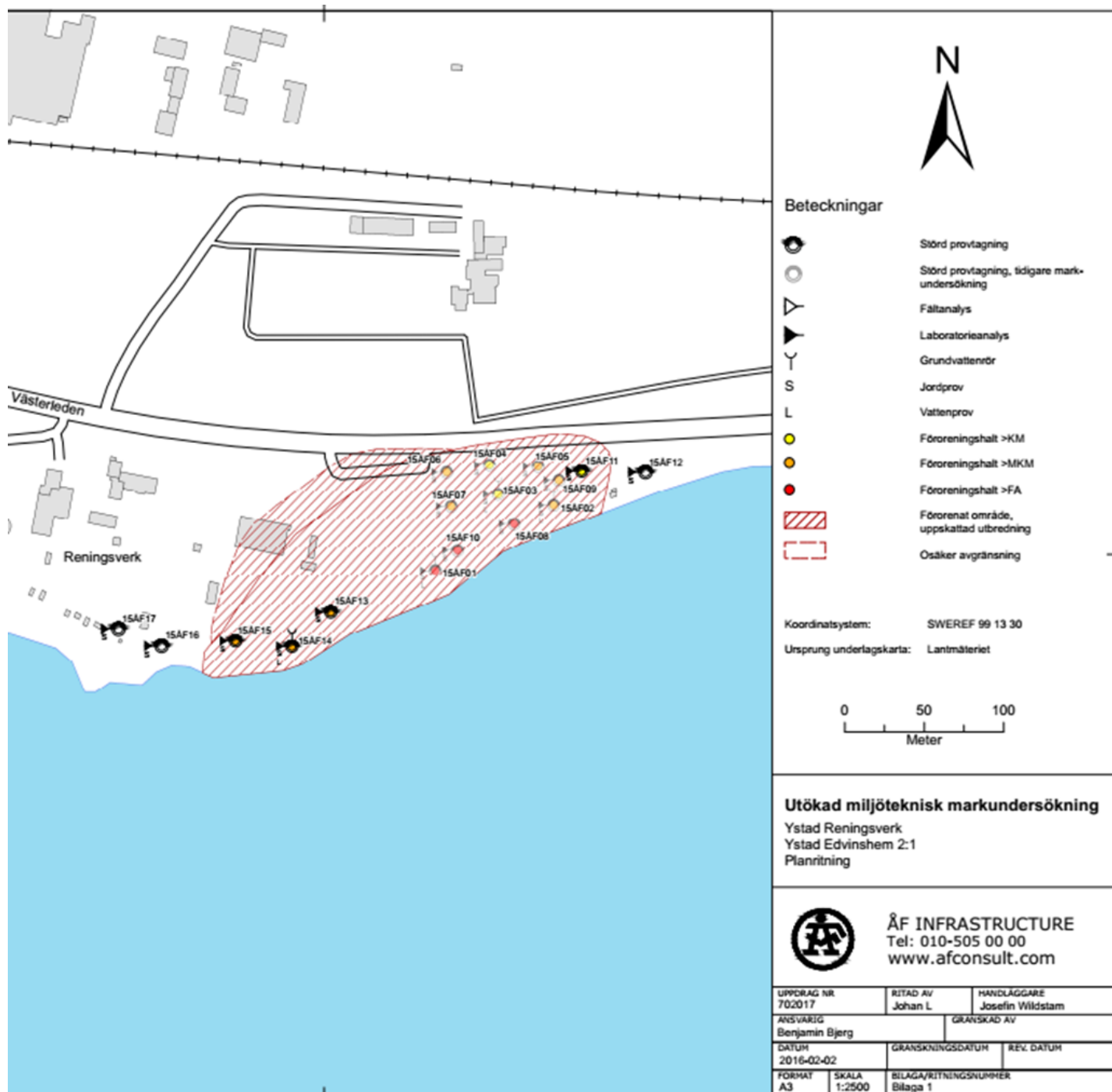
Först och främst vill jag tacka ÅF Infrastructure AB och särskilt Jon Warnhag för möjligheten att få skriva detta examensarbete. Vill även passa på och tacka för mycket givande diskussioner och utträttat fältarbete. Vidare vill jag tacka Håkan Rosqvist på Tyréns för kritisk granskning av rapporten och intresseväckande samtal i samband med detta examensarbete.

9. Referenser

- Avfall Sverige 2008: Riskbedömning vid deponier. Modellering enligt TAC-modellen för svenska förhållanden. 64s.
- Beaven, R., Powrie, W. 1995: Hydrogeological and Geotechnical Properties of Refuse Using a Large Compression Cell. *Proceedings of Sardinia 1995, 5th International Landfill Symposium, Italy: 2-6 October 1995*. 9s.
- Bergelin, A., Jansson, M., Tapper, M., Bylin, S. 2006: Miljötekniska undersökningar Etapp 1. Geosigma AB. 65s.
- Cerne, O., Allard, A-S., Ek, M., Junestedt, C., Svensson, A. 2007: Utvärdering av behandlingsmetoder för lakvatten från deponier – Kemisk karakterisering av lakvatten före och efter olika behandlingssteg på ett antal svenska deponier. Svenska miljöinstitutet. 152s.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P. 1989: Basic biochemical processes in landfills. *Sanitary Landfilling: Process, Technology and Environmental Impact*, Christensen, T.H., Cossu, R., and Stegmann, R., Eds., Academic Press 29, London. 602s.
- Chu, L.M., Cheung, K.C., and Wong, M.H. 1994: Variations in the chemical-properties of landfill leachate. *Environmental Management* 18. 105-117.
- Cox, J. T., Yesiller, N., Hanson, J. L. 2015: Implications of variable waste placement conditions for MSW landfills. *Waste management* 46, 338-351.
- Drury, D., Hall, D.H., Dowle, J., 2003. The Development of LandSim 2.5. National Groundwater and Contaminated Land Centre, Report GW/03/09. Environment Agency, Solihull. 152s.
- Ek, L. 2014: Nedlagda deponier i Västerbottens län - Regional åtgärdsplan och prioriteringslista. Examensarbete i geovetenskap. 52s.
- Elert, M., Fanger, G., Höglund, L. O., Jones, C., Suér, P., Wadstein, E., Bjerre-Hansen, J., Groen, C. 2006: Lakteter för riskbedömning av förorenade områden: huvudrapport och underlagsrapport 1a. CM Digitaltryck AB, Bromma. 84s.
- IPCC 2013: Climate Change 2013. The Physical Science Basis. Working group I contribution to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. 1552s.
- Isacson, Z. 2007: Infiltration av lakvatten från specialceller i bioceller - En effektiv metod för att förhindra spridning av metaller. Avdelning för Teknisk Vattenresurslära. 96s.
- Ising, J., Nyberg, J., Persson Malmberg, K., Rodhe, L. 2016: Skånes känsliga stränder – erosionsförhållanden och geologi för samhällsplanering. Sveriges Geologiska Undersökning, SGU. 61s.
- Kjeldsen, Peter., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H. 2002: Present and long term composition of MSW landfill leachate: A review. Environment & Resources DTU, Technical University of Denmark. Department of Civil Engineering, North Carolina State University. 41s.
- Kulander, K.-E. 1990: Lakvatten från avfallsdeponier - Utvärdering av analysresultat från lakvattenkontroll 1975–1985. Naturvårdsverket. 28s.
- Livsmedelsverket 2001: Livsmedelsverket föreskrifter om dricksvatten. 39s.
- Miljö och Energidepartementet 2009: Åtgärder för Levande Hav. Regeringens skrivelse 2009/10:213. 123s.
- Myndigheten för samhällsskydd och beredskap 2011: Att hantera översvåmningsproblematik – inspirerande exempel. MSB. DanagårdLiTHO. 68s.
- Naturvårdsverket 1999: Metodik för inventering av bedömningsgrunder för miljö kvalitet, vägledning för insamling av underlagsdata. Fälth & Hässler, Värnamo. 152s.
- Naturvårdsverket 2009: Riktvärden för förorenad mark, Modellbeskrivning och vägledning. CM Gruppen AB, Bromma. 272s.
- Naturvårdsverket 2008: Lakvatten från deponier - Faktablad. 37s.
- Persson, P., Ehrnstén, T., Ewald, G. 2012: Handbok för klimatanpassad vattenplanering i Skåne. Läns

- styrelsen i Skåne län. Taberg Media Group, Davids Tryckeri AB, 96s.
- Persson, G., Sjökvist, E., Åström, S., Eklund, D., Andréasson, J., Johnell, A., Asp, M., Olsson, J. & Nerheim, S., 2011: Klimatanalys för Skåne län. SMHI Rapport 2011-52. 77s.
- Ramke, H.-G., 2001: Appropriate Design and Operation of Sanitary Landfills i: Sustainable Economic Development and Sound Resource Management in Central Asia, Proceedings of an International Conference, planned October 2001 Tashkent State University, Tashkent, Uzbekistan and Nottingham Trent University, Nottingham, United Kingdom. 30s.
- Rihm, T. 2008: Sorptions- och markfilter för deponier – Förstudie. Statens geotekniska institut, SGI. Publikation, Linköping. 38s.
- Rihm, T. 2011: Underlag för vägledning beträffande inventering, undersökning och riskklassning av gamla deponier Lakvatten och deponigas. Statens geotekniska institut, SGI. 51s.
- Rihm, T. 2014: Inventering, undersökning och riskklassning av nedlagda deponier – Information och råd. Statens geotekniska institut, SGI. Publikation 14, Linköping. 112s.
- Staub, M., Galiotti, B., Oxarango, L., Khire, V., Gourc, J-P. 2009: Porosity and hydraulic conductivity of MSW using laboratory-scale tests. *Third International Workshop "hydro-physico-mechanics of landfills" Braunschweig, Germany: 10-13 March 2009.* 9s.
- Svenska Renhållningsverksföreningens Service AB. 1996: Lokal lakvattenbehandling - En vägledning för val av behandlingsmetod för lakvatten från kommunala avfallsupplag. Rapport 1996:4. Malmö: RVE. 57s
- Sveriges Geologiska Undersökning 2013: Bedömningsgrunder för grundvatten. 238s.
- Sveriges Geologiska Undersökning 2017: Jordarter 1:25000 – 1: 100 000. Kartvisare. Hämtad 2017-04-23 från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jordarter-25-100.html>
- Sveriges Geologiska Undersökning 2017: Brunnar. Kartvisare. Hämtad: 2017-04-24 från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-brunnar.html>
- Sveriges Geologiska undersökning 2017: Skånestrand erosion och geologi. Kartvisare. Hämtad: 2017-04-28 från <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-skanestrand.html?zoom=316710,6132776,495910,6226507>
- Sävmo, C., Magnusson, G., Billton, A., Andersson, J., Larsson, M. 2010: Nedlagda deponier. Miljösamverkan Östra Götaland, 78s.
- Vinterek, S. 2015: Rening av lakvatten vid deponin Degermyran i Skellefteå kommun - Utvärdering av nuvarande reningseffekt och simulering av mängden bildat lakvatten under 2000-talets klimatförändringar. Examensarbete i geovetenskap. 46s.
- Ystad Kommun 2017: Anläggningar. Hämtad: 2017.05.08 från <http://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordId=8879819&fileId=8879847>
- Ågren, M. 2009: Sveriges åtagande i Baltica Sea Action Plan – Förslag till nationell åtgärdsplan. Naturvårdsverket & Havs- och vattenmyndigheten. CM Gruppen AB, Bromma. 282s.
- Åkesson, M. and Nilsson, P. 1997: Seasonal changes of leachate production and quality from test cells. *Environmental Engineering* 123, 892-900.
- Öman, C., Malmberg, M., Wolf-Watz, C. 2000: Utveckling av metoder för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag. IVL Rapport B 1353. Stockholm: IVL Svenska miljöinstitutet AB. 102s.

Appendix 1



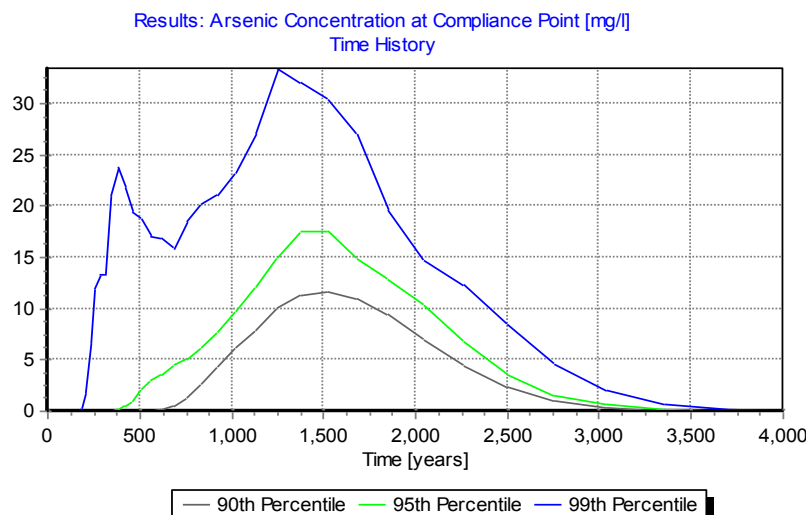
Appendix 2

POC (Östersjön)	20	m
Infiltration to open waste	350	mm/yr
Cell length at base	100	m
Cell width at base	112,5	m
Waste thickness	2,5–3 (uniform)	m
Waste porosity	0,4	fraction
Waste dry density	0,65	kg/l
Waste field capacity	0,3	fraction
Waste hydraulic conductivity	$1,7 \cdot 10^{-4}$ – $2,0 \cdot 10^{-4}$ (uniform)	m/s
Aquifer thickness	8, 13, 19 (triangular)	m
Aquifer hydraulic conductivity	$1,0 \cdot 10^{-8}$ – $1,0 \cdot 10^{-7}$ (uniform)	m/s
Regional gradient	0,03	3 degrees

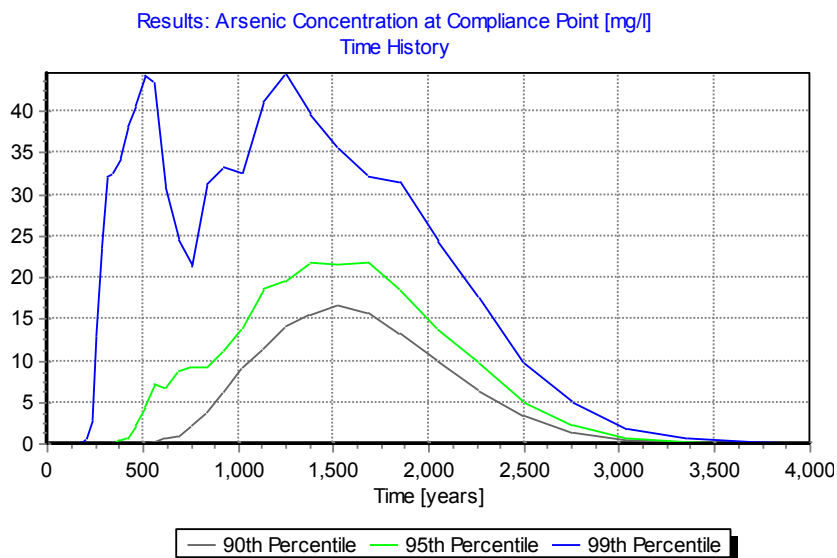
Appendix 3

Parameter och föroreningskoncentration	Lakvatten när POC			Lakvatten överskrider SLVFS 2001:30 gränsvärde för dricksvatten i POC		Lakvattenkoncentrationer i POC (kg)					
	mg/l	år	kg	år	kg	172 år	210 år	232 år	282 år	344 år	PEAK år
Median case (mg/l)											
Arsenik 6,9	2,44*10 ⁻¹²	16	1,02*10 ⁻¹¹	156	0,02	0,21	8,06	28,35	56,07	88,53	140,28
Barium 160	7,15*10 ⁻¹¹	15	3,00*10 ⁻¹⁰	-	-	3,65	116,08	367,37	426,30	846,72	1169,28
Benso(a)pyren 2,1	1,32*10 ⁻¹²	18	5,44*10 ⁻¹¹	141	0,00050	0,10	4,70	18,56	*	*	*
Bly 110	5,25*10 ⁻¹¹	16	2,20*10 ⁻¹⁰	172	2,89	2,89	96,60	313,32	415,88	756,00	1096,20
Kadmium 0,50	2,25*10 ⁻¹³	14	9,45*10 ⁻¹²	190	0,08	0,01	0,36	1,13	1,38	2,73	3,78
Kobolt 3,50	2,21*10 ⁻¹²	13	9,28*10 ⁻¹¹	-	-	0,18	7,89	30,95	*	*	*
Koppar 50	3,32*10 ⁻¹¹	14	1,39*10 ⁻¹⁰	190	8,82	1,30	40,23	124,99	132,88	278,50	375,06
Krom 10	4,86*10 ⁻¹²	14	2,04*10 ⁻¹¹	172	0,26	0,26	8,94	29,02	39,06	70,68	102,56
Kvicksilver 0,32	1,49*10 ⁻¹³	15	6,25*10 ⁻¹²	156	0,00075	0,0075	0,25	0,79	1,00	1,93	2,68
Naftalen 0,03	2,46*10 ⁻¹⁴	18	1,03*10 ⁻¹³	-	-	0,0012	0,042	0,14	0,23	0,40	0,58
Nickel 11	6,94*10 ⁻¹²	14	2,91*10 ⁻¹¹	172	0,26	0,26	7,85	24,15	24,19	50,90	70,77
Vanadin 17	1,59*10 ⁻¹¹	16	6,67*10 ⁻¹⁰	-	-	0,63	21,67	70,43	100,46	177,61	258,46
Zink 170	5,34*10 ⁻¹¹	16	2,24*10 ⁻¹⁰	-	-	3,94	135,66	447,30	648,90	1128,96	1670,76
Best case (mg/l)											
Arsenik 10,05	3,24*10 ⁻¹²	16	1,36*10 ⁻¹¹	172	0,11	0,11	3,23	12,39	99,03	137,13	185,72
Barium 291,05	8,66*10 ⁻¹¹	15	3,63*10 ⁻¹⁰	-	-	2,01	56,40	233,98	1158,36	1578,78	1926,96
Benso(a)pyren 2,66	1,34*10 ⁻¹²	18	5,62*10 ⁻¹¹	156	0,0026	0,042	1,72	7,14	*	*	*
Bly 195,53	6,59*10 ⁻¹¹	16	2,76*10 ⁻¹⁰	172	1,63	1,63	47,33	193,49	1020,60	1438,50	1797,60
Kadmium 0,86	2,59*10 ⁻¹³	14	1,08*10 ⁻¹²	190	0,03	0,005	0,17	0,71	3,52	4,83	5,92
Kobolt 3,93	1,98*10 ⁻¹²	13	8,31*10 ⁻¹²	-	-	0,063	2,56	10,54	*	*	*
Koppar 79,95	3,44*10 ⁻¹¹	14	1,44*10 ⁻¹⁰	210	17,64	0,67	17,64	76,10	348,34	464,52	567,42
Krom 11,64	4,00*10 ⁻¹²	14	1,68*10 ⁻¹¹	190	0,63	0,10	2,89	11,92	63,92	90,84	114,74
Kvicksilver 0,63	1,97*10 ⁻¹³	15	8,27*10 ⁻¹³	172	0,0046	0,0046	0,13	0,54	2,81	3,86	4,78
Naftalen 0,037	1,96*10 ⁻¹⁴	18	8,23*10 ⁻¹⁴	-	-	0,00050	0,015	0,058	0,39	0,50	0,71
Nickel 13,36	5,51*10 ⁻¹²	14	2,31*10 ⁻¹¹	172	0,10	0,10	2,64	11,55	51,53	66,94	82,57
Vanadin 19,48	1,22*10 ⁻¹¹	16	5,12*10 ⁻¹¹	-	-	0,24	7,01	30,03	152,20	219,24	282,03
Zink 483,89	1,36*10 ⁻¹⁰	16	5,71*10 ⁻¹⁰	-	-	3,48	103,32	404,54	2321,76	3327,24	4300,80
Worst case (mg/l)											
Arsenik 10,51	3,17*10 ⁻¹²	16	1,33*10 ⁻¹¹	156	0,01	0,10	3,99	16,12	108,27	149,01	207,90
Barium 314,17	9,23*10 ⁻¹¹	15	3,87*10 ⁻¹⁰	-	-	2,18	73,58	273,84	1288,14	1716,96	2208,36
Benso(a)pyren 8,95	4,08*10 ⁻¹²	18	1,71*10 ⁻¹¹	141	0,00096	0,15	6,72	29,77	*	*	*
Bly 604,75	1,92*10 ⁻¹⁰	16	8,06*10 ⁻¹⁰	154	0,50	4,78	166,06	626,64	3020,22	4166,40	5275,20
Kadmium 0,92	2,73*10 ⁻¹³	14	1,14*10 ⁻¹²	190	0,04	0,007	0,22	0,79	3,86	5,20	6,72
Kobolt 4,67	2,13*10 ⁻¹²	13	8,94*10 ⁻¹²	-	-	0,075	3,48	15,54	*	*	*
Koppar 119,24	4,36*10 ⁻¹¹	14	1,83*10 ⁻¹⁰	210	31,37	0,96	31,37	114,61	514,50	640,92	772,38
Krom 12,04	4,80*10 ⁻¹²	14	2,01*10 ⁻¹¹	190	0,84	0,12	4,32	16,50	80,38	114,24	148,93
Kvicksilver 0,63	1,94*10 ⁻¹³	15	8,14*10 ⁻¹³	156	0,0005	0,0046	0,16	0,58	2,89	3,94	5,12
Naftalen 0,06	2,90*10 ⁻¹⁴	18	1,21*10 ⁻¹³	-	-	0,00079	0,029	0,11	0,63	0,83	1,13
Nickel 17,73	6,20*10 ⁻¹²	14	2,60*10 ⁻¹¹	172	0,13	0,13	4,28	15,45	67,20	81,06	112,39
Vanadin 22,09	1,13*10 ⁻¹¹	16	4,74*10 ⁻¹¹	-	-	0,28	9,61	36,49	176,56	255,02	334,86
Zink 483,89	1,24*10 ⁻¹⁰	16	5,20*10 ⁻¹⁰	-	-	3,48	103,32	404,54	2321,76	3327,24	4300,80

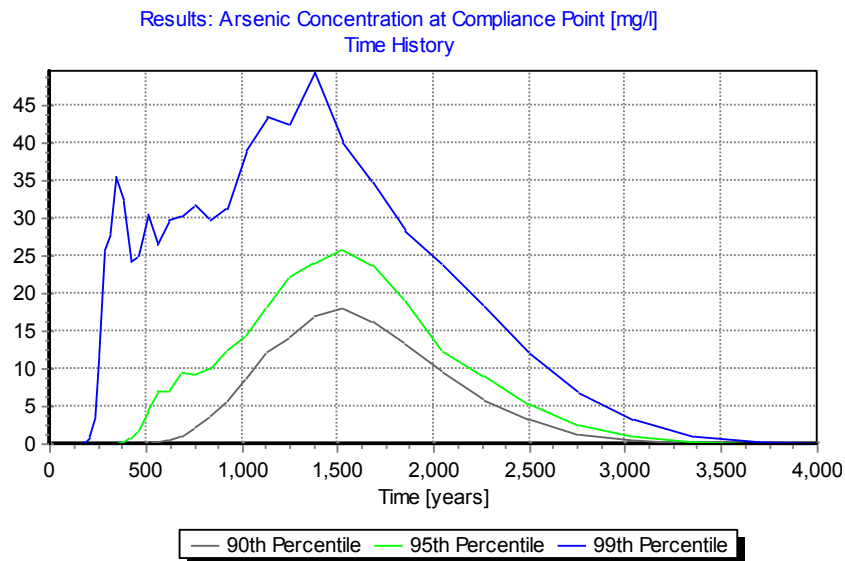
Appendix 4



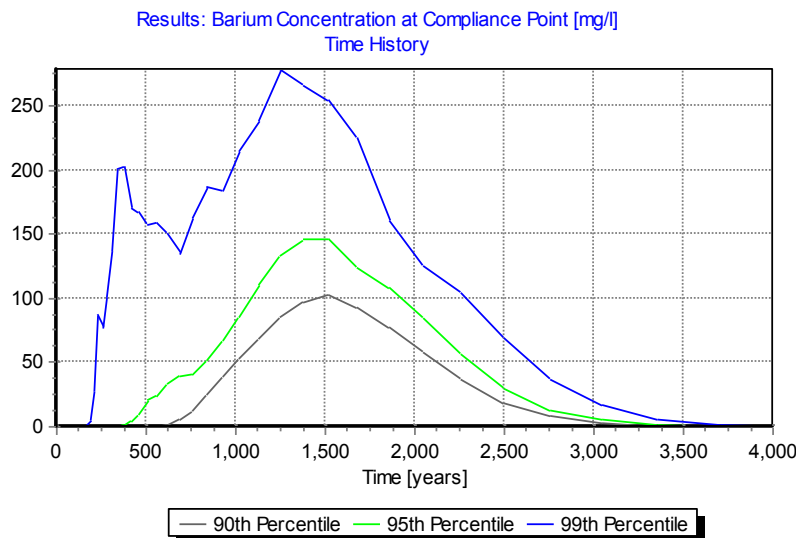
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av arsenik i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,44 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,02 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 16 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 156 år överstiger koncentrationen av arsenik Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,21 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av arsenik vara 8,06 respektive 28,35 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 56,07 kg/år efter 282 år, 88,53 kg/år efter 344 år och pekar därefter på 140,28 kg/år vid cirka 1200 år.



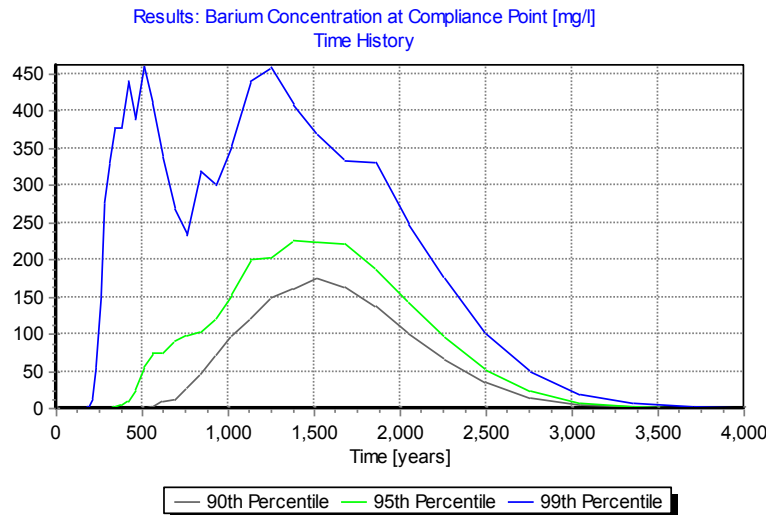
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av arsenik i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $3,24 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,36 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 16 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av arsenik Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,11 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av arsenik vara 3,23 respektive 12,39 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 99,03 kg/år efter 282 år, 137,13 kg/år efter 344 år och pekar därefter på 185,72 kg/år vid cirka 1200 år.



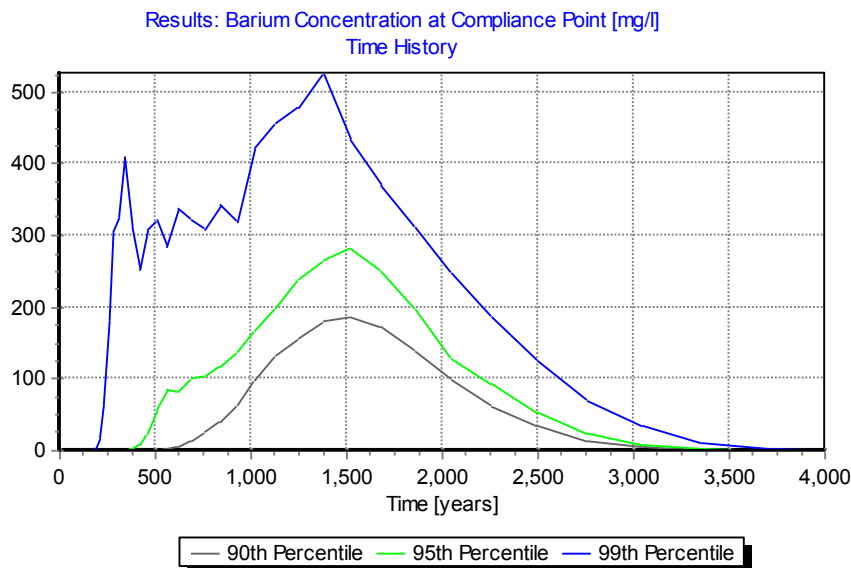
Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av arsenik i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $3,17 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,33 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 16 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 156 år överstiger koncentrationen av arsenik Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,10 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av arsenik vara 3,99 respektive 16,12 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 108,27 kg/år efter 282 år, 149,01 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 207,90 kg/år vid cirka 1200 år.



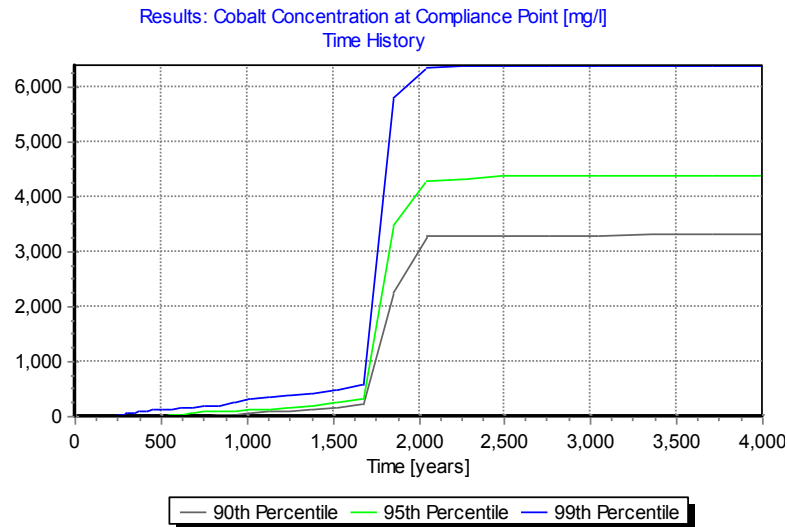
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av barium i POC påträffades efter 15 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $7,15 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $3,00 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Barium saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 3,65 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av barium vara 116,08 respektive 367,37 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 426,30 kg/år efter 282 år, 846,72 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 1169,28 kg/år vid cirka 1200 år.



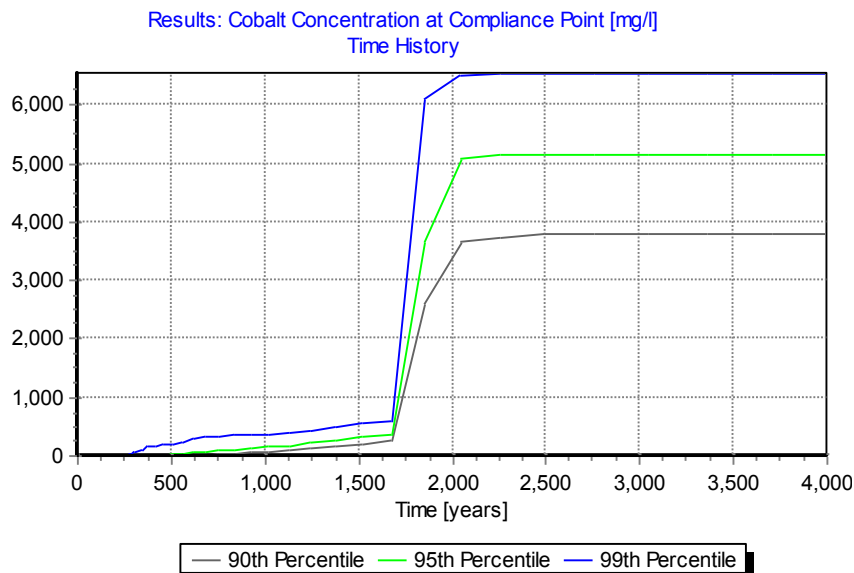
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av barium i POC påträffades efter 15 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $8,66 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $3,63 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Barium saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 2,01 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av barium vara 56,40 respektive 233,98 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 1158,36 kg/år efter 282 år, 1578,78 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 1926,96 kg/år vid cirka 1200 år.



Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av barium i POC påträffades efter 15 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $9,23 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $3,87 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Barium saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 2,18 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av barium vara 73,58 respektive 273,84 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 1288,14 kg/år efter 282 år, 1716,96 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 2208,36 kg/år vid cirka 1200 år.

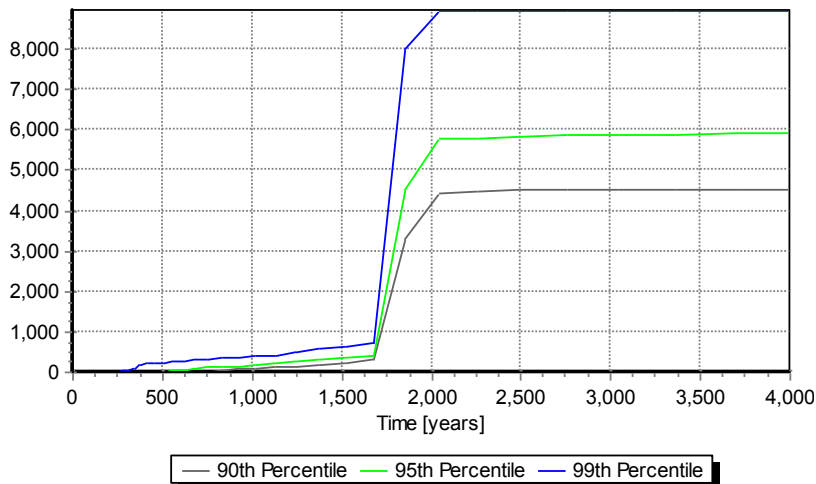


Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av kobolt i POC påträffades efter 13 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,21 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $9,28 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Kobolt saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,18 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kobolt vara 7,89 respektive 30,95 kg/år. Efter denna tid redovisar kobolt värden som ej är realistiska, vilket är anledningen till att de exkluderats.



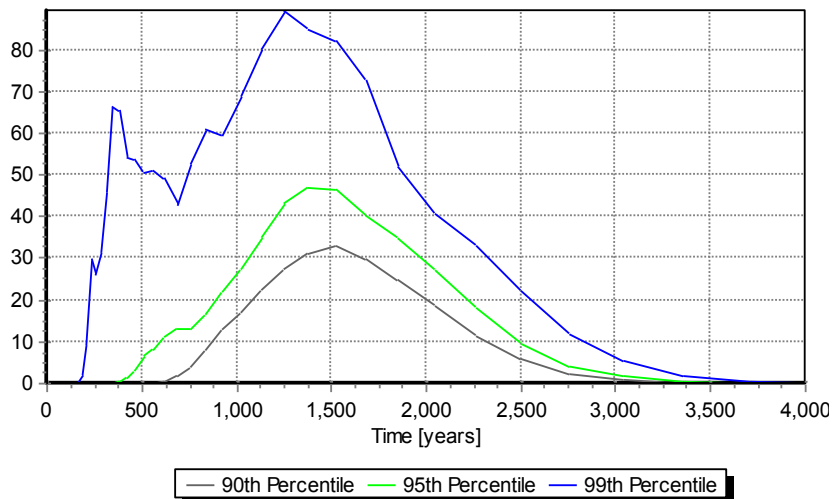
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av kobolt i POC påträffades efter 13 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,98 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $8,31 \cdot 10^{-12}$ kg/år. Kobolt saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,063 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kobolt vara 2,56 respektive 10,54 kg/år. Efter denna tid redovisar kobolt värden som ej är realistiska, vilket är anledningen till att de exkluderats.

Results: Cobalt Concentration at Compliance Point [mg/l]
Time History

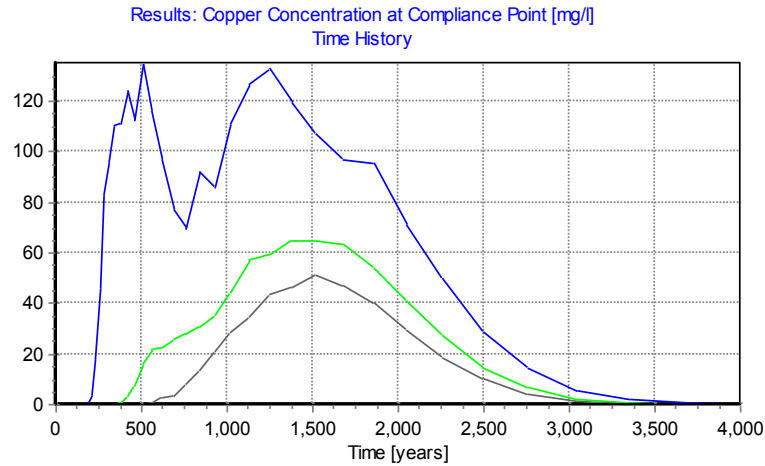


Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av kobolt i POC påträffades efter 13 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,13 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $8,94 \cdot 10^{-12}$ kg/år. Kobolt saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,075 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kobolt vara 3,48 respektive 15,54 kg/år. Efter denna tid redovisar kobolt värden som ej är realistiska, vilket är anledningen till att de exkluderats.

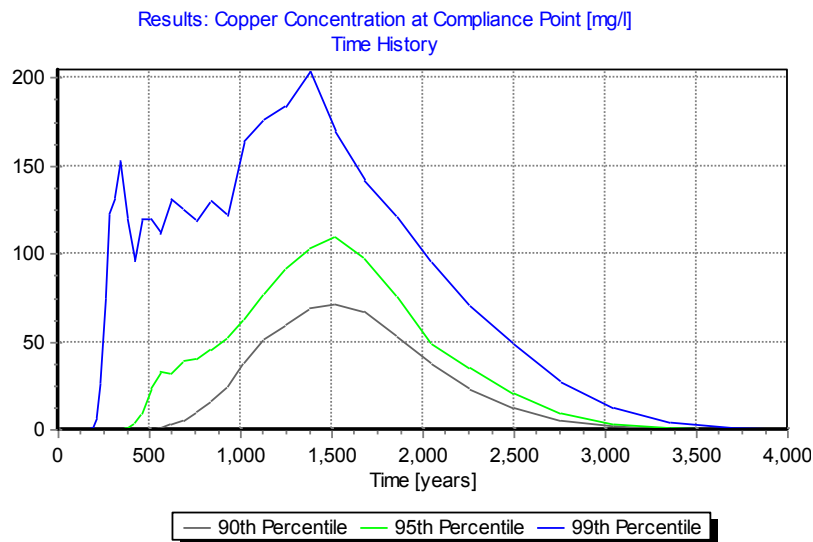
Results: Copper Concentration at Compliance Point [mg/l]
Time History



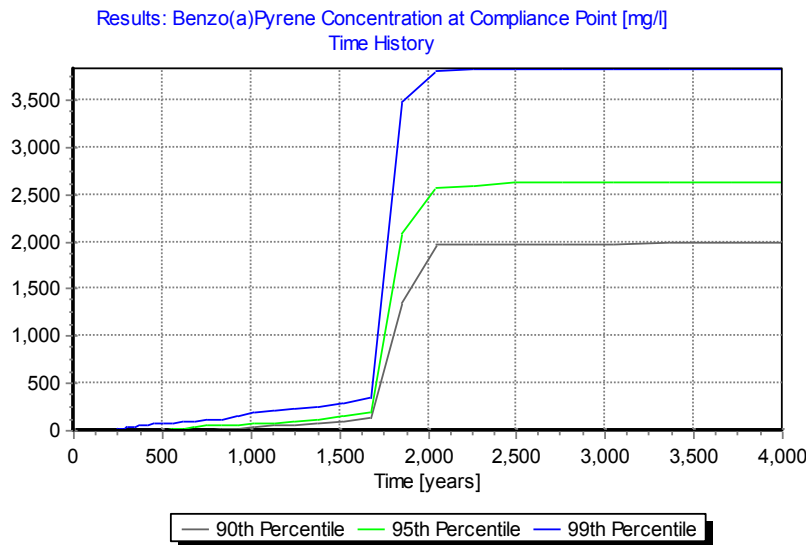
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av koppar i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $3,32 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,39 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 190 år överstiger koncentrationen av koppar Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 1,30 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av koppar vara 40,23 respektive 124,99 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 132,88 kg/år efter 282 år, 278,50 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 375,06 kg/år vid cirka 1200 år.



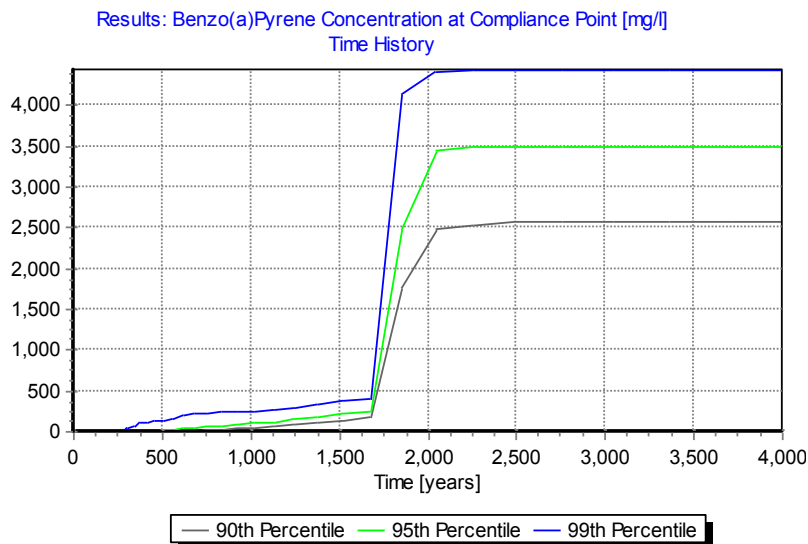
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av koppar i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $3,44 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,44 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 210 år överstiger koncentrationen av koppar Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,67 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av koppar vara 17,64 respektive 76,10 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 348,34 kg/år efter 282 år, 464,52 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 567,42 kg/år vid cirka 1200 år.



Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av koppar i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $4,36 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,83 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 210 år överstiger koncentrationen av koppar Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,96 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av koppar vara 31,37 respektive 114,61 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 514,50 kg/år efter 282 år, 640,92 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 772,38 kg/år vid cirka 1200 år.

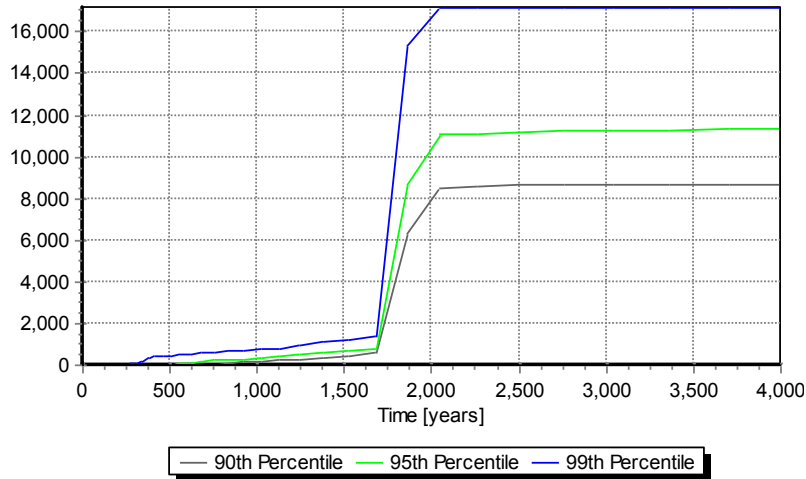


Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av benso(a)pyren i POC påträffades efter 18 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,32 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $5,44 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 18 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 156 år överstiger koncentrationen av koppar Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30) Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,10 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av benso(a)pyren vara 4,70 respektive 18,56 kg/år. Efter denna tid redovisar benso(a)pyren värden som ej är realistiska, vilket är anledningen till att de exkluderats.



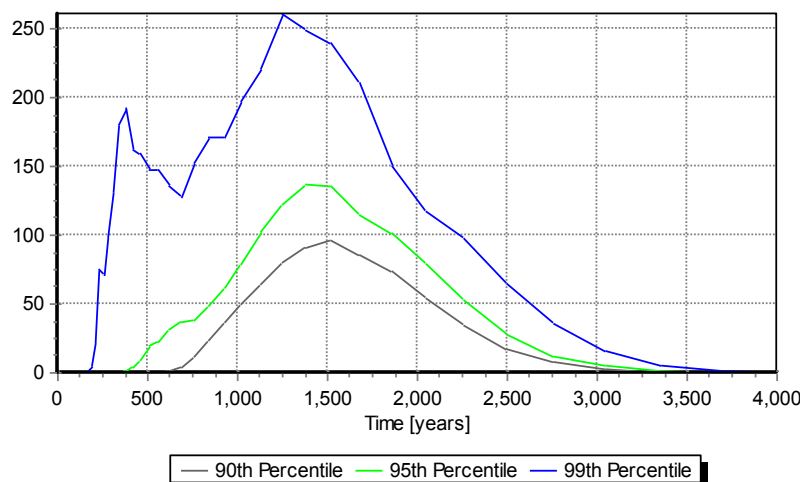
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av benso(a)pyren i POC påträffades efter 18 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,34 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $5,62 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 18 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 141 år överstiger koncentrationen av benso(a)pyren Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,042 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av benso(a)pyren vara 1,72 respektive 7,14 kg/år. Efter denna tid redovisar benso(a)pyren värden som ej är realistiska, vilket är anledningen till att de exkluderats.

Results: Benzo(a)Pyrene Concentration at Compliance Point [mg/l]
Time History

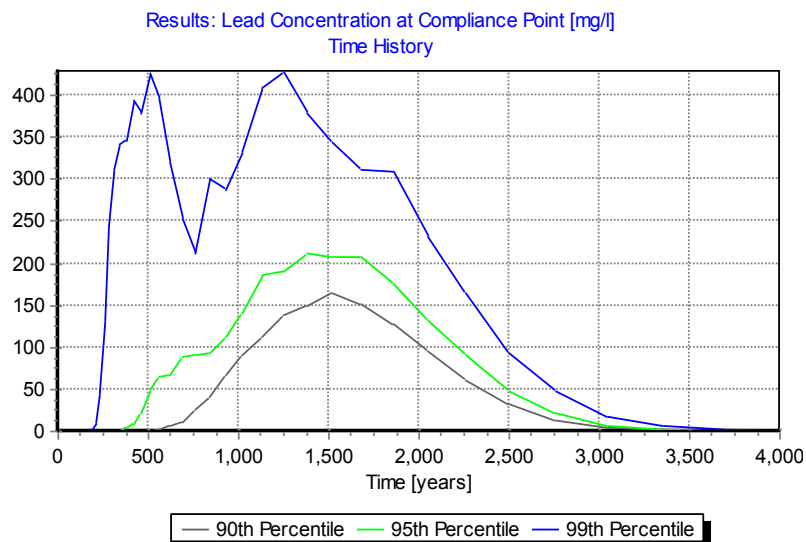


Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av benso(a)pyren i POC påträffades efter 18 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $4,08 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,71 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 18 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 141 år överstiger koncentrationen av benso(a)pyren Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,15 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av benso(a)pyren vara 6,72 respektive 29,77 kg/år. Efter denna tid redovisar benso(a)pyren värden som ej är realistiska, vilket är anledningen till att de exkluderats.

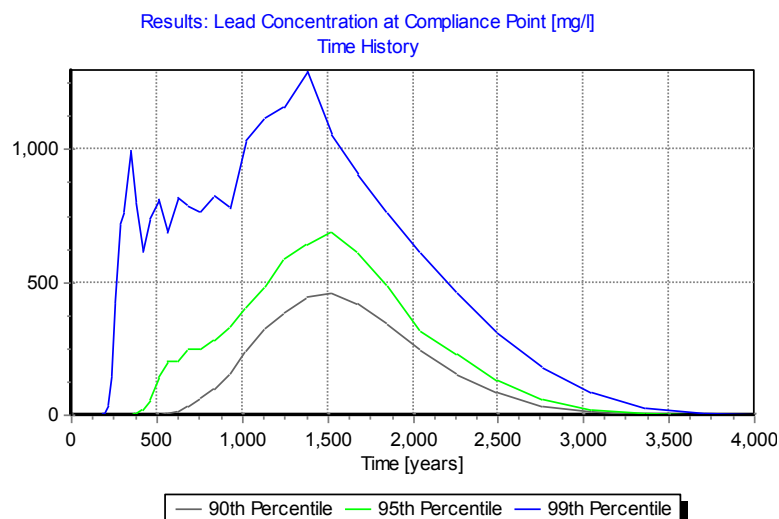
Results: Lead Concentration at Compliance Point [mg/l]
Time History



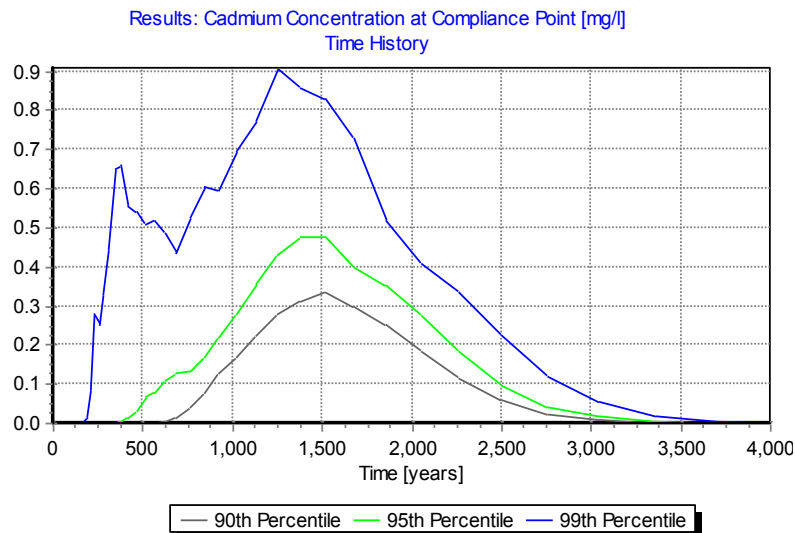
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av bly i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $5,25 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $2,20 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Efter 16 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av bly Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 2,89 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av bly vara 96,60 respektive 313,32 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 415,88 kg/år efter 282 år, 756,0 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 1096,20 kg/år vid cirka 1200 år.



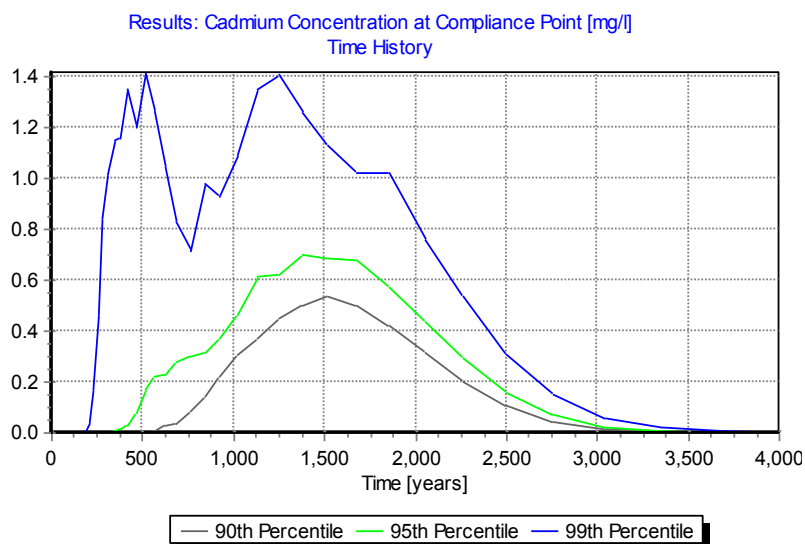
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av bly i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $6,59 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $2,76 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Efter 16 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av bly Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 1,63 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av bly vara 47,33 respektive 193,4 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 1020,60 kg/år efter 282 år, 1438,50 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 1797,60 kg/år vid cirka 1200 år.



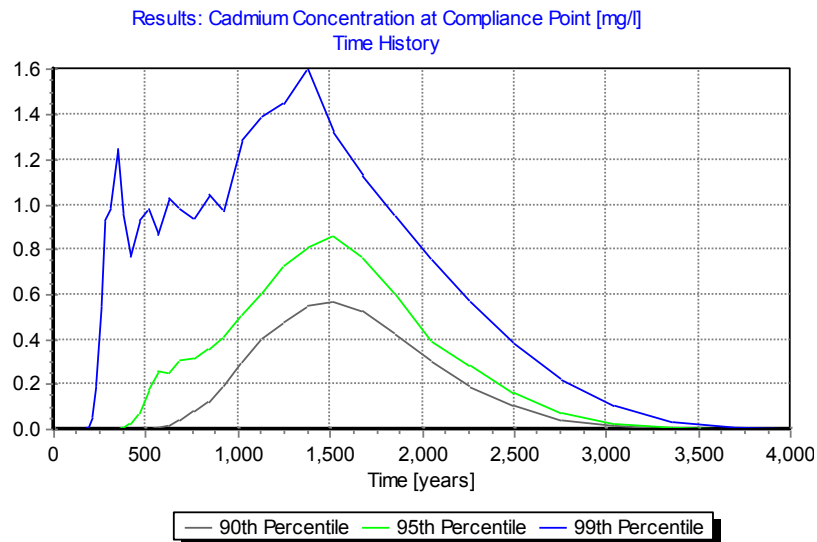
Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av bly i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,92 \cdot 10^{-10}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $8,06 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Efter 16 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 154 år överstiger koncentrationen av bly Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 4,78 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av bly vara 166,06 respektive 626,64 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 3020,2 kg/år efter 282 år, 4166,40 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 5275,20 kg/år vid cirka 1200 år.



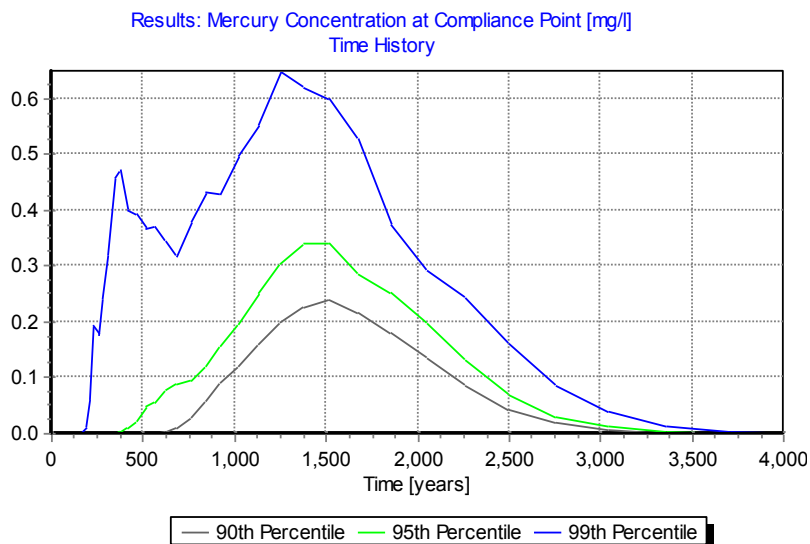
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av kadmium i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,25 \cdot 10^{-13}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $9,45 \cdot 10^{-12}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 190 år överstiger koncentrationen av kadmium Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,01 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kadmium vara 0,36 respektive 1,1 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 1,38 kg/år efter 282 år, 2,73 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 3,78 kg/år vid cirka 1200 år.



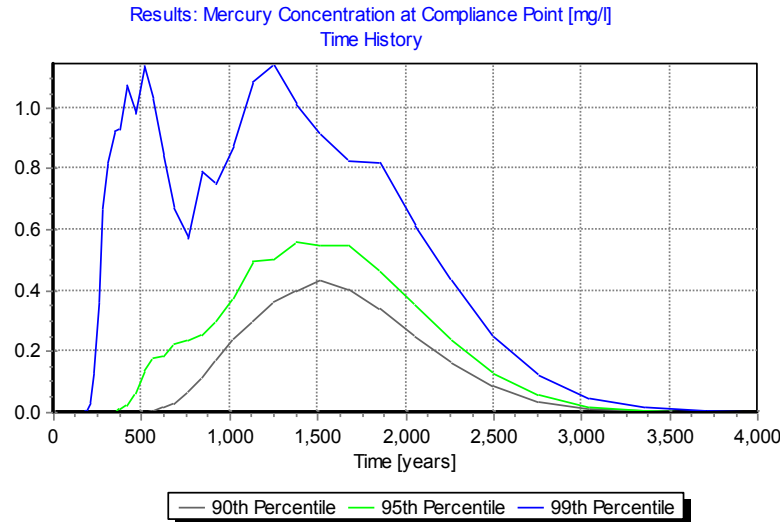
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av kadmium i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,59 \cdot 10^{-13}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,08 \cdot 10^{-12}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 190 år överstiger koncentrationen av kadmium Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,005 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kadmium vara 0,17 respektive 0,71 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 3,52 kg/år efter 282 år, 4,83 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 5,92 kg/år vid cirka 1200 år.



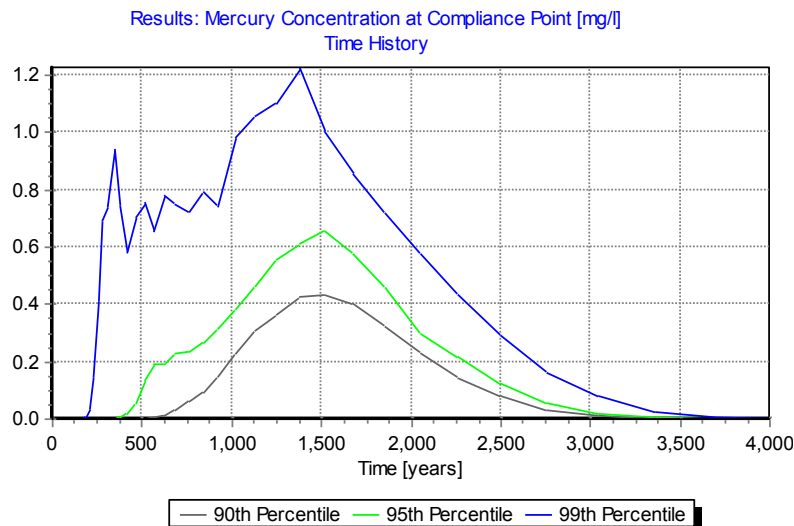
Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av kadmium i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,73 \cdot 10^{-13}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,14 \cdot 10^{-12}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 190 år överstiger koncentrationen av kadmium Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,007 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kadmium vara 0,22 respektive 0,79 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 3,86 kg/år efter 282 år, 5,20 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 6,72 kg/år vid cirka 1200 år.



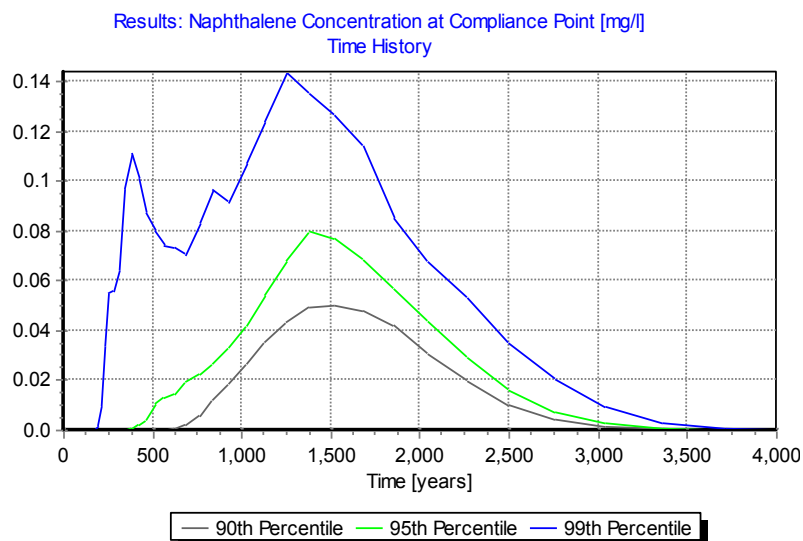
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av kvicksilver i POC påträffades efter 15 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,49 \cdot 10^{-13}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $6,25 \cdot 10^{-12}$ kg/år. Efter 15 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 156 år överstiger koncentrationen av kvicksilver Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,0070 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kvicksilver vara 0,25 respektive 0,79 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 1,00 kg/år efter 282 år, 1,93 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 2,68 kg/år vid cirka 1200 år.



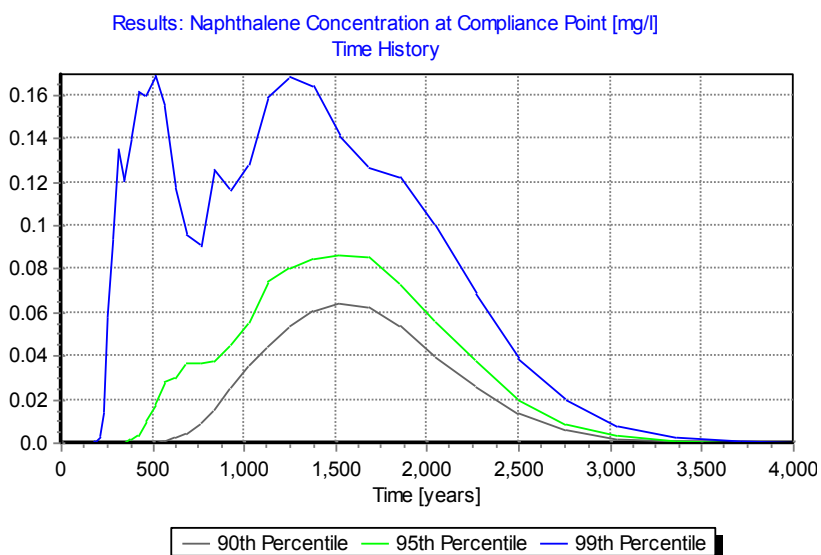
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av kvicksilver i POC påträffades efter 15 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,97 \cdot 10^{-13}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $8,27 \cdot 10^{-13}$ kg/år. Efter 15 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av kvicksilver Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,0046 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kvicksilver vara 0,10 respektive 0,54 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 2,81 kg/år efter 282 år, 3,86 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 4,78 kg/år vid cirka 1200 år.



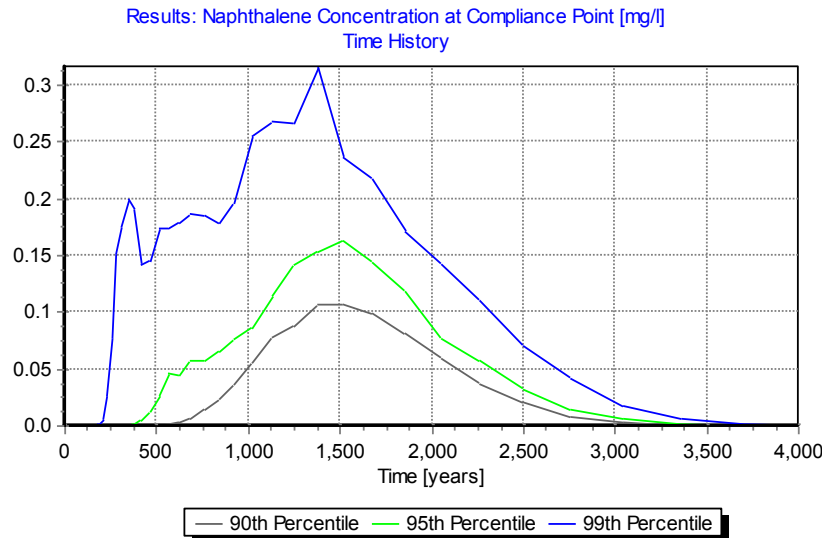
Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av kvicksilver i POC påträffades efter 15 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,94 \cdot 10^{-13}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $8,14 \cdot 10^{-13}$ kg/år. Efter 15 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 156 år överstiger koncentrationen av kvicksilver Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,0046 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av kvicksilver vara 0,16 respektive 0,58 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 2,89 kg/år efter 282 år, 3,9 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 5,12 kg/år vid cirka 1200 år.



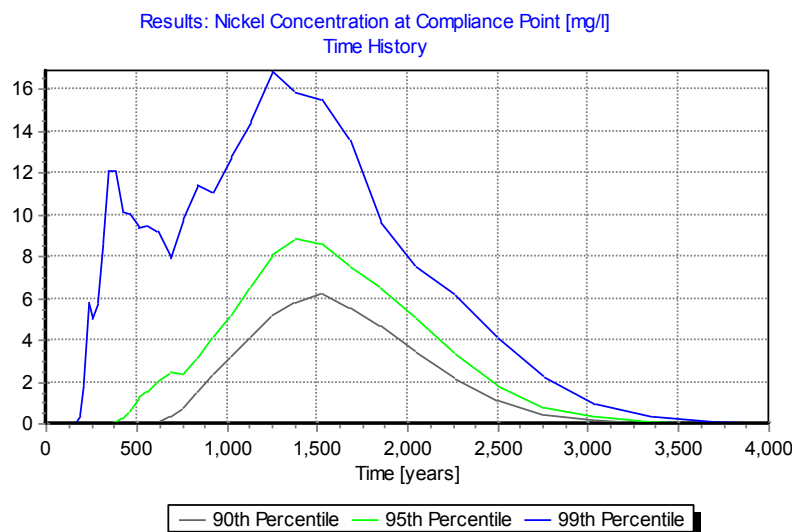
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av naftalen i POC påträffades efter 18 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,46 \cdot 10^{-14}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,03 \cdot 10^{-13}$ kg/år. Naftalen saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,0012 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av naftalen vara 0,042 respektive 0,14 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 0,23 kg/år efter 282 år, 0,40 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 0,58 kg/år vid cirka 1200 år.



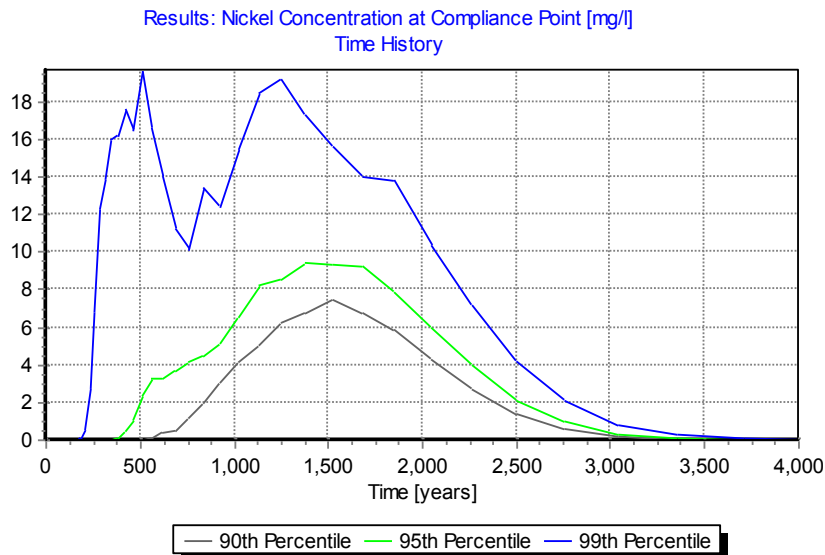
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av naftalen i POC påträffades efter 18 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,96 \cdot 10^{-14}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $8,23 \cdot 10^{-14}$ kg/år. Naftalen saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,00050 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av naftalen vara 0,015 respektive 0,058 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 0,39 kg/år efter 282 år, 0,50 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 0,71 kg/år vid cirka 1200 år.



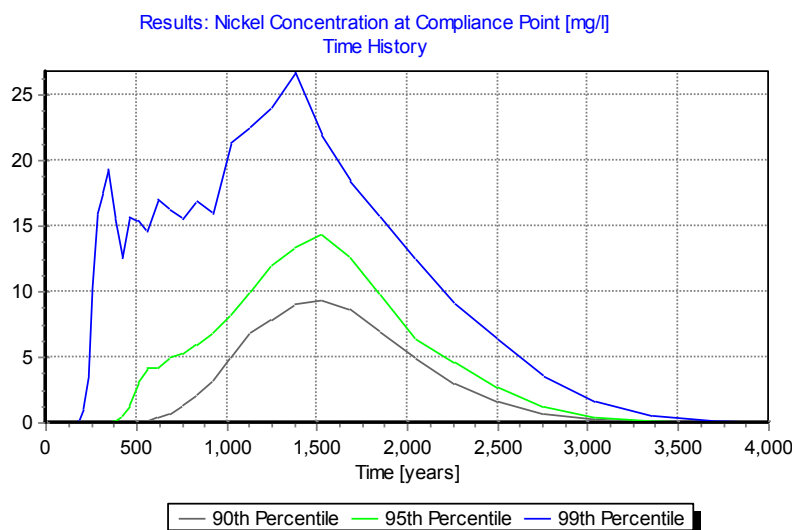
Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av naftalen i POC påträffades efter 18 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $2,90 \cdot 10^{-14}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $1,21 \cdot 10^{-13}$ kg/år. Naftalen saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,0007 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av naftalen vara 0,029 respektive 0,11 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 0,63 kg/år efter 282 år, 0,83 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 1,13 kg/år vid cirka 1200 år.



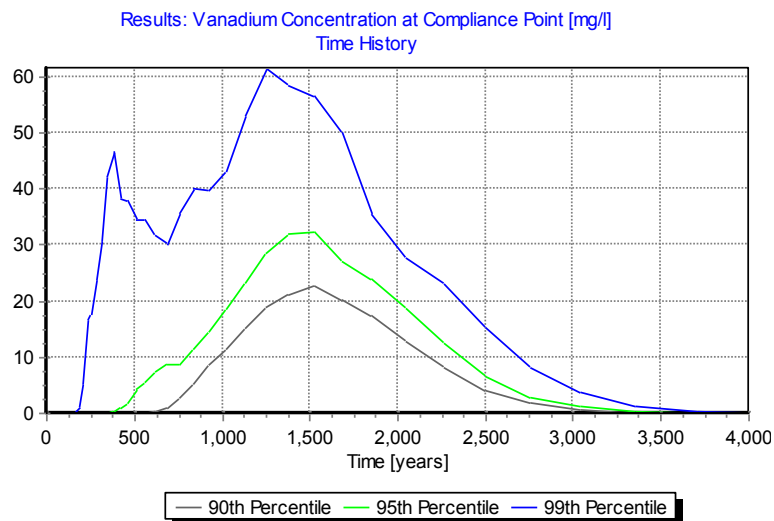
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av nickel i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $6,94 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $2,91 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av nickel Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,26 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av nickel vara 7,85 respektive 24,15 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 24,19 kg/år efter 282 år, 50,90 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 70,77 kg/år vid cirka 1200 år.



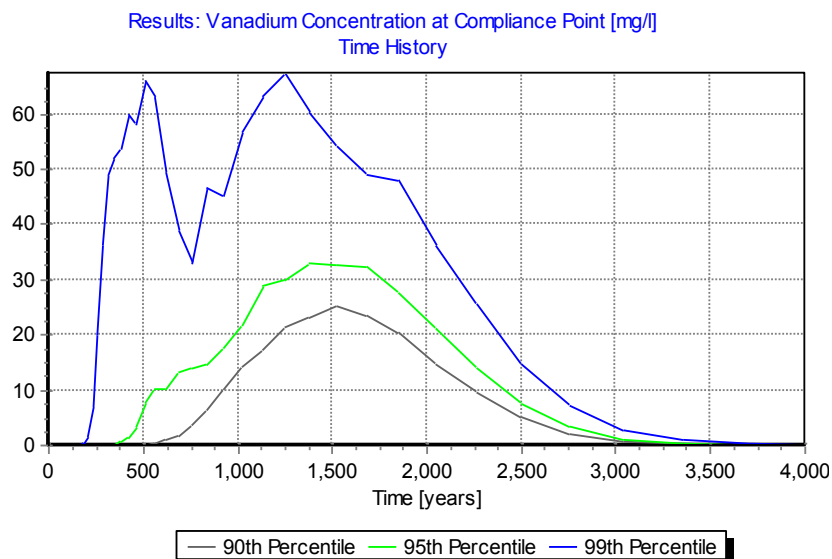
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av nickel i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $5,51 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $2,31 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av nickel Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,10 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av nickel vara 2,64 respektive 11,55 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 51,53 kg/år efter 282 år, 66,94 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 82,67 kg/år vid cirka 1200 år.



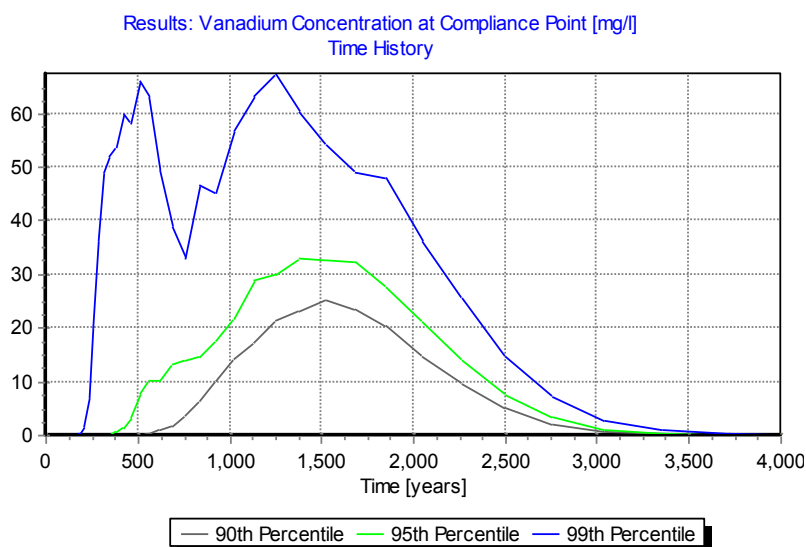
Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av nickel i POC påträffades efter 14 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $6,20 \cdot 10^{-12}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $2,60 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Efter 14 år börjar koncentrationen på lakvattnet sakta att stiga och efter 172 år överstiger koncentrationen av nickel Livsmedelsverkets gränsvärde för dricksvatten (SLVFS 2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,13 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av nickel vara 4,28 respektive 15,45 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 67,20 kg/år efter 282 år, 81,06 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 112,39 kg/år vid cirka 1200 år.



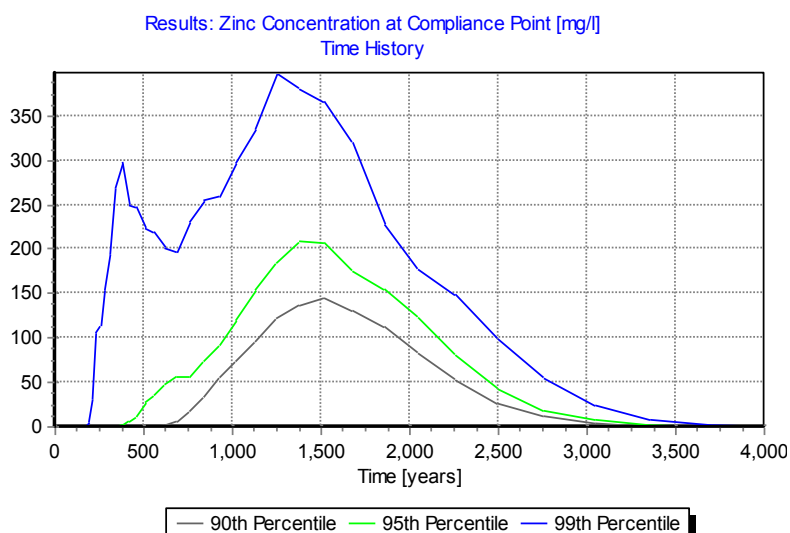
Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av vanadin i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,59 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $6,67 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Vanadin saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,63 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av vanadin vara 21,67 respektive 70,43 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 100,46 kg/år efter 282 år, 177,61 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 258,46 kg/år vid cirka 1200 år.



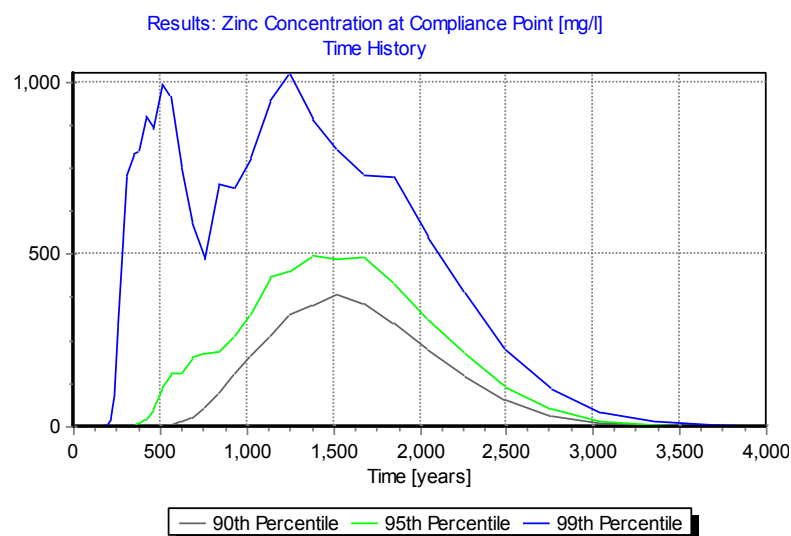
Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av vanadin i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,22 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $5,12 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Vanadin saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,24 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av vanadin vara 7,01 respektive 30,03 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 152,20 kg/år efter 282 år, 219,24 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 282,03 kg/år vid cirka 1200 år.



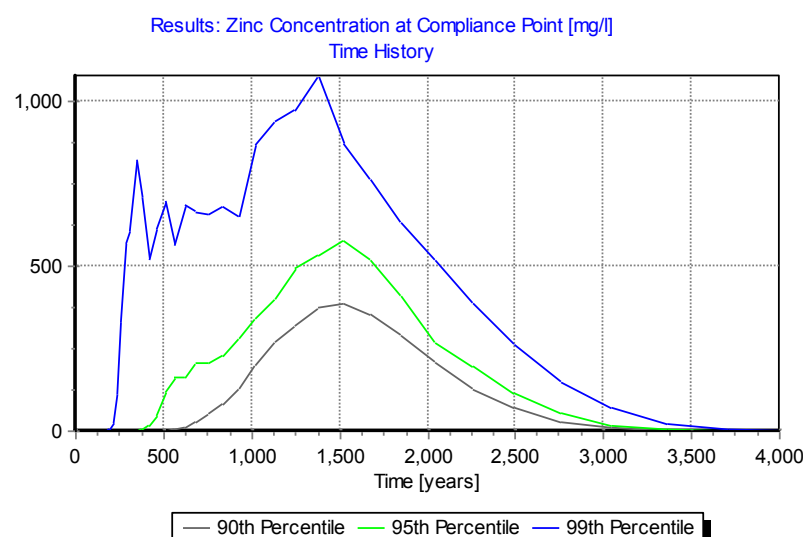
Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av vanadin i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,13 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $4,74 \cdot 10^{-11}$ kg/år. Vanadin saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 0,28 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av vanadin vara 9,61 respektive 36,49 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 176,56 kg/år efter 282 år, 255,02 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 334,86 kg/år vid cirka 1200 år.



Resultaten från ”median case” scenariot visar att den första koncentrationen av zink i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $5,34 \cdot 10^{-11}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $2,24 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Zink saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 3,9 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av zink vara 135,66 respektive 447,30 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 648,9 kg/år efter 282 år, 1128,96 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 1670,76 kg/år vid cirka 1200 år.



Resultaten från ”best case” scenariot visar att den första koncentrationen av zink i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,36 \cdot 10^{-10}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $5,71 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Zink saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 3,48 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av zink vara 103,32 respektive 404,54 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 2321,76 kg/år efter 282 år, 3327,24 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 4300,80 kg/år vid cirka 1200 år.



Resultaten från ”worst case” scenariot visar att den första koncentrationen av zink i POC påträffades efter 16 år. Koncentrationen på detta lakvatten är $1,24 \cdot 10^{-10}$ mg/l och den totala belastningen beräknades vara $5,20 \cdot 10^{-10}$ kg/år. Zink saknar gränsvärde för dricksvatten enligt Livsmedelsverket (2001:30). Den totala belastningen vid 172 år beräknades vara 3,48 kg/år. Vid 210 och 232 år beräknades den totala belastningen av zink vara 103,32 respektive 404,54 kg/år. Vidare fortsätter den totala belastningen att öka till 2321,76 kg/år efter 282 år, 3327,24 kg/år efter 344 år och peakar därefter på 4300,80 kg/år vid cirka 1200 år.

Tidigare skrifter i serien

"Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet":

457. Larsson, Emilie, 2015: U-Pb baddeleyite dating of intrusions in the south-easternmost Kaapvaal Craton (South Africa): revealing multiple events of dyke emplacement. (45 hp)
458. Zaman, Patrik, 2015: LiDAR mapping of presumed rock-cored drumlins in the Lake Åsnen area, Småland, South Sweden. (15 hp)
459. Aguilera Pradenas, Ariam, 2015: The formation mechanisms of Polycrystalline diamonds: diamondites and carbonados. (15 hp)
460. Viehweger, Bernhard, 2015: Sources and effects of short-term environmental changes in Gullmar Fjord, Sweden, inferred from the composition of sedimentary organic matter. (45 hp)
461. Bokhari Friberg, Yasmin, 2015: The paleoceanography of Kattegat during the last deglaciation from benthic foraminiferal stable isotopes. (45 hp)
462. Lundberg, Frans, 2016: Cambrian stratigraphy and depositional dynamics based on the Tomten-1 drill core, Falbygden, Västergötland, Sweden. (45 hp)
463. Flindt, Anne-Cécile, 2016: A pre-LGM sandur deposit at Fiskarheden, NW Dalarna - sedimentology and glaciotectonic deformation. (45 hp)
464. Karlatou-Charalampopoulou, Artemis, 2016: Vegetation responses to Late Glacial climate shifts as reflected in a high resolution pollen record from Blekinge, south-eastern Sweden, compared with responses of other climate proxies. (45 hp)
465. Hajny, Casandra, 2016: Sedimentological study of the Jurassic and Cretaceous sequence in the Revinge-1 core, Scania. (45 hp)
466. Linders, Wictor, 2016: U-Pb geochronology and geochemistry of host rocks to the Bastnäs-type REE mineralization in the Riddarhyttan area, west central Bergslagen, Sweden. (45 hp)
467. Olsson, Andreas, 2016: Metamorphic record of monazite in aluminous migmatitic gneisses at Stensjöstrand, Sveconorwegian orogen. (45 hp)
468. Liesirova, Tina, 2016: Oxygen and its impact on nitrification rates in aquatic sediments. (15 hp)
469. Perneby Molin, Susanna, 2016: Embryologi och tidig ontogeni hos mesozoiska fisködlor (Ichthyopterygia). (15 hp)
470. Benavides Höglund, Nikolas, 2016: Digitization and interpretation of vintage 2D seismic reflection data from Hanö Bay, Sweden. (15 hp)
471. Malmgren, Johan, 2016: De mellankambriiska oelandicuslagren på Öland - stratigrafi och facietyper. (15 hp)
472. Fouskopoulos Larsson, Anna, 2016: XRF-studie av sedimentära borrhärnor - en metodikstudie av programvarorna Q-spec och Tray-sum. (15 hp)
473. Jansson, Robin, 2016: Är ERT och Tidsdomän IP potentiella karteringsverktyg inom miljögeologi? (15 hp)
474. Heger, Katja, 2016: Makrofossilanalys av sediment från det tidig-holocena undervattenslandskapet vid Haväng, östra Skåne. (15 hp)
475. Swierz, Pia, 2016: Utvärdering av vattenkemisk data från Borgholm kommun och dess relation till geologiska förhållanden och markanvändning. (15 hp)
476. Mårdh, Joakim, 2016: WalkTEM-undersökning vid Revingshed provpumpningsanläggning. (15 hp)
477. Rydberg, Elaine, 2016: Gummigranulat - En litteraturstudie över miljö- och hälsopåverkan vid användandet av gummigranulat. (15 hp)
478. Björnfors, Mark, 2016: Kusterosion och äldre kustdyners morfologi i Skålderviken. (15 hp)
479. Ringholm, Martin, 2016: Klimatutlöst matbrist i tidiga medeltida Europa, en jämförande studie mellan historiska dokument och paleoklimatarkiv. (15 hp)
480. Teilmann, Kim, 2016: Paleomagnetic dating of a mysterious lake record from the Kerguelen archipelago by matching to paleomagnetic field models. (15 hp)
481. Schönström, Jonas, 2016: Resistivitets- och markradarmätning i Ängelholmsområdet - undersökning av korrosiva markstrukturer kring vattenledningar. (15 hp)
482. Martell, Josefin, 2016: A study of shock-metamorphic features in zircon from the Siljan impact structure, Sweden. (15 hp)
483. Rosvall, Markus, 2016: Spår av himlakroppskollisioner - bergarter i nedslagskratrar med fokus på Mien, Småland. (15 hp)

- hp)
484. Olausson, My, 2016: Resistivitets- och IP-mätningar på den nedlagda deponin Gustavsfält i Halmstad. (30 hp)
 485. Plan, Anders, 2016: Markradar- och resistivitetsmätningar – undersökningar utav korrosionsförhöjande markegenskaper kring fjärrvärmeledningar i Ängelholm. (15 hp)
 486. Jennerheim, Jessica, 2016: Evaluation of methods to characterise the geochemistry of limestone and its fracturing in connection to heating. (45 hp)
 487. Olsson, Pontus, 2016: Ekologiskt vatten från Lilla Klåveröd: en riskinventering för skydd av grundvatten. (15 hp)
 488. Henriksson, Oskar, 2016: The Dynamics of Beryllium 10 transport and deposition in lake sediments. (15 hp)
 489. Brådenmark, Niklas, 2016: Lower to Middle Ordovician carbonate sedimentology and stratigraphy of the Pakri peninsula, north-western Estonia. (45 hp)
 490. Karlsson, Michelle, 2016: Utvärdering av metoderna DCIP och CSIA för identifiering av nedbrytningszoner för klorerade lösningsmedel: En studie av Färgaren 3 i Kristianstad. (45 hp)
 491. Elali, Mohammed, 2016: Flygsanddyners inre uppbyggnad – georadarundersökning. (15 hp)
 492. Preis-Bergdahl, Daniel, 2016: Evaluation of DC Resistivity and Time-Domain IP Tomography for Bedrock Characterisation at Önnestöv, Southern Sweden. (45 hp)
 493. Kristensson, Johan, 2016: Formation evaluation of the Jurassic Stø and Nordmela formations in exploration well 7220/8-1, Barents Sea, Norway. (45 hp)
 494. Larsson, Måns, 2016: TEM investigation on Challapampa aquifer, Oruro Bolivia. (45 hp)
 495. Nylén, Fredrik, 2017: Utvärdering av borrhålskartering avseende kalksten för industriella ändamål, File Hajdarbrottet, Slite, Gotland. (45 hp)
 496. Mårdh, Joakim, 2017: A geophysical survey (TEM; ERT) of the Punata alluvial fan, Bolivia. (45 hp)
 497. Skoglund, Wiktor, 2017: Provenansstudie av detritala zirkoner från ett guldförande alluvium vid Ravlunda skjutfält, Skåne. (15 hp)
 498. Bergcrantz, Jacob, 2017: Ett fönster till Kattegatts förflutna genom analys av bottenlevande föraminiferer. (15 hp)
 499. O'Hare, Paschal, 2017: Multiradionuclide evidence for an extreme solar proton event around 2610 BP. (45 hp)
 500. Goodship, Alastair, 2017: Dynamics of a retreating ice sheet: A LiDAR study in Värmland, SW Sweden. (45 hp)
 501. Lindvall, Alma, 2017: Hur snabbt påverkas och nollställs luminescenssignaler under naturliga ljusförhållanden? (15 hp)
 502. Sköld, Carl, 2017: Analys av stabila isotoper med beräkning av blandningsförhållande i ett grundvattenmagasin i Älvkarleby-Skutskär. (15 hp)
 503. Sällström, Oskar, 2017: Tolkning av geofysiska mätningar i hammarborrhål på södra Gotland. (15 hp)
 504. Ahrenstedt, Viktor, 2017: Depositional history of the Neoproterozoic Visingsö Group, south-central Sweden. (15 hp)
 505. Schou, Dagmar Juul, 2017: Geometry and faulting history of the Long Spur fault zone, Castle Hill Basin, New Zealand. (15 hp)
 506. Andersson, Setina, 2017: Skalbärande marina organismer och petrografi av tidigcampanska sediment i Kristianstadsbassängen – implikationer på paleomiljö. (15 hp)
 507. Kempengren, Henrik, 2017: Förorenings-spridning från kustnära deponi: Applicering av Landsim 2.5 för modellering av lakvattentransport till Östersjön. (15 hp)



LUNDS UNIVERSITET