

Utvärdering av strategier för provtagning av förorenad mark

LINNEA JÄRVSTRÅT 2020
MVEM03 EXAMENSARBETE FÖR MAGISTEREXAMEN 15 HP
MILJÖVETENSKAP | LUNDS UNIVERSITET



Utvärdering av strategier för provtagning av förorenad mark

En simuleringsstudie

Linnea Järvstråt

2020



LUNDS
UNIVERSITET

MVEM03

Examensarbete för Magisterexamen 15 högskolepoäng

Master i miljö- och hälsoskydd, Lunds universitet

Intern handledare: Ullrika Sahlin, Centrum för miljö- och klimatforskning (CEC),
Lunds universitet

CEC - Centrum för miljö- och klimatforskning

Lunds universitet

Lund 2020

Abstract

By using statistical analysis of measured data more information can be acquired about a contaminated site in comparison to using the measured data alone. This study shows that the choice of model for the distribution of the contamination is vital in getting a reliable estimation of the contaminated area. By simulating exponentially decreasing contaminant distributions around a point source and subsequent sampling using four different patterns of sampling sites, of which two are randomized patterns (random and semi-regular random) and two are regular patterns (square and herringbone, we can construct a log-linear model of the point source contamination. The log-linear model is then used to evaluate where the ground is contaminated by applying a decision rule based on an acceptable level of contamination.

The regular patterns give a more consistent result, but for small sample sizes unpredictable effects can be seen. The herringbone approach is more likely to include a larger contaminated area and would in most cases be recommended based on potential environmental and health hazards of leaving the contamination in the ground. No conclusions can be drawn about the randomized approaches. A sensitivity analysis of what factors influence how well the constructed contamination model approximates the actual contaminant distribution show that the size of the contaminated area is the most influential factor on whether the contamination is detected or not.

The log-linear model gives equal weight to all samples and given the large number of zeroes in the data the results tend to underestimate the contaminated area and especially the concentration close to the point source. A so-called “hurdle” model, that separates the data according to whether they are zero or not and then creates a contamination model from the non-zero data set, is suggested to improve the reliability of the models.

Innehåll

1	Inledning	2
1.1	Syfte och frågeställning	3
1.2	Etisk reflektion	4
2	Metod	5
2.1	Simulering av provtagning	5
2.1.1	Spridningsmodell för föroreningsförekomster	6
2.2	Analys av provplaceringsstrategier	7
2.3	Uppskattning av förorenat område	7
2.3.1	Kostnadsfunktion	8
2.4	Implementering	9
3	Resultat	10
3.1	Utvärdering av provplaceringsstrategierna	10
3.2	Känslighetsanalys av träffsäkerhet	13
3.3	Känslighetsanalys av kostnad	14
4	Diskussion	18
4.1	Kritiska faktorer	18
4.2	Alternativa metoder	19
4.3	Samhällskonsekvenser och etiska aspekter	20
4.4	Vidare forskningsområden	21
5	Slutsats	22
6	Tack	23
7	Referenser	24

1 Inledning

I Sverige idag sker en förtätning av städer vilket innebär att bostäder ofta byggs på mark som potentiellt är förorenad (Naturvårdsverket, 2020). Marken uppnår inte de krav som ställs för känslig markanvändning (KM) och behöver därför saneras innan bostäder kan byggas. Ett vanligt förekommande exempel är mark där det tidigare varit en bensinstation, där marken ofta är förorenad med oljeprodukter och tungmetaller, främst bly. För att marken ska godkännas för bostadsbebyggelse så krävs en sanering. Detta innebär ofta att förorenade jordmassor schaktas bort och transporteras till deponi. Marksaneringen är en dyr verksamhet som utförd på fel sätt även kan bidra till att ytterligare sprida föroreningarna i omgivningen och leda till ytterligare saneringskostnader. Det är därför i alla intressenters intresse att saneringen görs i en tillräcklig utsträckning men att den inte blir allt för omfattande. För att fastställa vilka föroreningar som finns på platsen görs olika typer av provtagningar för att ta reda på hur mycket det är som behöver saneras. Det har även en rättslig aspekt i att miljöbalkens verksamhetsutövaransvar styrs av ett skälighetskrav, men för att avgöra vad som är skäligt så krävs det att vi vet vad som finns i marken.

En inledande markundersökning vid misstanke om förorening har därför stor betydelse. Flera aspekter påverkar hur tillförlitlig denna blir. Hur jordproverna analyseras, vad som är känt om platsen geologi och hydrologi samt vad som är känt om tidigare verksamhet på platsen påverkar alla möjligheterna att uttala sig om markföroreningar. En viktig aspekt är även vid vilka specifika platser som jordprover tas, vilket har pekats ut som en starkt bidragande faktor till osäkerhet i sammanhanget (Nortcliff 2001, Taylor och Ramsey 2006).

Strategiska provtagningschema är en möjlighet att öka tillförlitligheten samt potentiellt minska kostnaderna för provtagning och sanering, dels genom att undvika provtagning som inte bidrar till ytterligare kunskap om föroreningarnas spridning, och dels genom att minimera mängden mark som saneras i onödan. Ur ett hälsoperspektiv är det vid bostadsbyggande viktigt att inför marksanering göra en väl avvägd bedömning av saneringens lämpliga omfattning för att kunna säkerställa att marken på platsen efter saneringen lever upp till KM.

Olika provtagningsstrategier kan vara lämpliga beroende på typ av utsläpp (Naturvårdsverket, 1994) och hur de är fördelade på platsen (Taylor och Ramsey, 2006). Faktorer som typ av utsläpp, tidsspänn, jordmån, vattenföring och topografi påverkar alla hur föroreningarna sprider sig i marken (Trakal et al., 2013). Vid de flesta fall av förorenad mark finns det flera olika ämnen som eventuellt kan interagera med varandra vid analys av proven. Biologiska processer kan påverka spridning genom exempelvis ändra mark-pH eller binda upp ämnen i vävnader.

För inventering av stora områden rekommenderar Naturvårdsverket minst 5

provpunkter per hektar (Naturvårdsverket, 1994), men för att mer exakt ringa in en redan känd förekomst kan det behövas fler provpunkter. I en genomgång av strategier använda i Finland beskrivs upp till 25 provpunkter per hektar vid provtagning av misstänkt förorenade områden (Järvinen, 1997).

Fördelningen av provpunkter kan ske enligt olika strategier, delvis beroende på vad som redan är känt om platsen. I det fall det finns en uppenbar punktkälla rekommenderar Naturvårdsverket (1994) att ta tätare prov i närheten av denna. Om ett mer utspritt föroreningsmönster misstänks kan istället systematisk provtagning enligt ett regelbundet mönster eller slumpmässig provtagning användas. Dessa kan kombineras till systematisk slumpmässig provtagning för att säkerställa att hela området blir provtaget (Naturvårdsverket, 1994). För att utvärdera provtagningsresultatet är det nödvändigt att ha ett bakgrundsprov taget på en närliggande plats som inte förväntas vara förorenat och med samma typ av jordmån för att veta de naturligt förekommande halterna i området (Naturvårdsverket, 2009). Exempelvis varierar halterna av naturligt förekommande tungmetaller beroende på underliggande berggrund.

Ett antal enkla mönster har rekommenderats för provplacering. De två regelbundna mönster som oftast nämns är en kvadratisk systematisk placering av provpunkter samt placering av provpunkter i ett fiskbensmönster med varannan rad förskjuten. För mer slumpmässiga metoder kan slumpmässig placering av provpunkter ske antingen över hela provytan eller genom att dela upp provytan i delytor och slumpa ut en delmängd av proven i varje delyta, s.k. systematiskt slumpmässig provtagning, för att undvika allt för hög oregelbundenhet i provtagningen.

1.1 Syfte och frågeställning

Syftet med detta arbete är att undersöka skillnader i träffsäkerhet och kostnadseffektivitet hos fyra alternativa strategiska provtagnings-scheman: regelbunden, slumpmässig, fiskbensmönster, och regelbundet slumpmässig placering av provpunkter. Undersökningen görs genom att simulera utbredning av ett föroreningsområde kring en punktkälla och mätdata under olika provplaceringsmetoder.

I arbetet kommer följande frågor att belysas:

- Vilken av de fyra metoderna att placera ut provpunkter ger bäst uppskattning av det förorenade området?
- Vilken metod är med hänsyn till kostnader för antal provpunkter samt kostnad för sanering mest effektiv?
- Hur känsliga är metodernas träffsäkerhet och kostnadseffektivitet för förändringar i mätfel, föroreningsens omfattning och kostnader?

1.2 Etisk reflektion

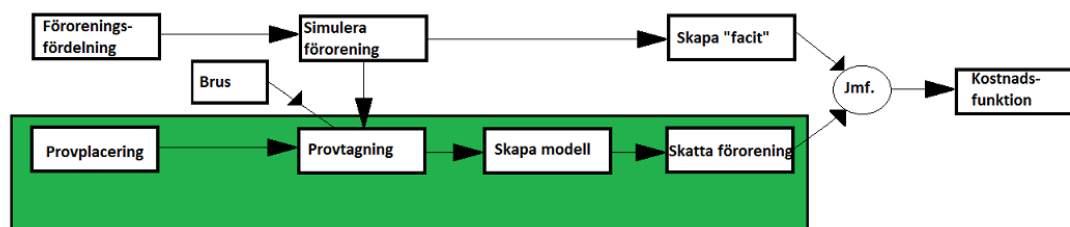
Projektet är en teoretisk simuleringsstudie och har ingen direkt påverkan på människor eller miljö. Projektets resultat skulle kunna leda till bättre beslut som minskar omgivningens och enskilda personers exponering för skadliga ämnen. Denna studie kan bidra till bättre användning av begränsade resurser och potentiellt leda till mindre exponering för föroreningar. En viktig aspekt vid marksanering är att hantera oro hos de som bor i området (Naturvårdsverket, 2007). Genom att ha en välgrundad metodik kan göra det enklare att dämpa oron med välgrundade, sakliga utlåtanden.

2 Metod

Arbetet bygger på att simulera spridning hos en förorening och provtagning med en modell (figur 1). Provtagningsplatserna bestäms för de olika provstrategierna. Föroreningsfördelningen används sedan för att ge fiktiva mätvärden i provpunkterna. Genom att simuleringen sker utifrån en känd, teoretiskt konstruerad koncentrationsgradient är det möjligt att ha ett facit och det går därför att på ett statistiskt säkert sätt att utvärdera hur väl de olika provplaceringsstrategierna ringar in den faktiska föroreningen. Med hjälp av detta facit skattas metodernas träffsäkerhet och kostnad. Kostnaden väger in saneringskostnad, provtagningskostnad och kostnad för osanerad förorenad mark.

Modellering innebär alltid en förenkling av verkligheten och den enskilda förorenade platsen är alltid unik. Inom detta projekt görs en rad förenklingar. Modellen beskriver koncentration av en förorening som antas spridas från en punktkälla i ett sfäriskt sfäriskt mönster. Modellen tar inte hänsyn till komplexa markprocesser. För provtagning sker enligt ett visst provtagningschema. I varje punkt tillkommer en mätosäkerhet vid varje prov. Mätosäkerhet är samma oavsett plats eller provtagningsschema.

Arbetsgången i studien presenteras översiktligt i figur 1. En föroreningsfördelning bestäms genom att applicera en spridningsmodell. De olika parametrar som varierar, samt deras värden sammanfattas i tabell 1.



Figur 1: Flödesschema över arbetsgång. Vid de aktiviteter som finns i den gröna lådan har inte tillgång till information utanför lådan.

2.1 Simulering av provtagning

Provtagningspunkter placeras enligt de fyra mönsterna: den kvadratiske regelbunden, fiskben, slumpmässig samt systematiskt slumpmässig placering (figur 2). Notera att för de mönster som inkluderar en slumpkomponent kommer slumpningen att ske separat för varje iteration. I varje provpunkt tas en fiktiv provkärna ut med prov tagna vid fyra olika djup: 0, 0,5, 1 och 2 meter.

Tabell 1: Parametrar som undersöks samt de värden som har undersökts.

Metod för provtagning	
Antal provpunkter n	12 20 42 64 80 100 120
Mätosäkerhet σ	0,05 0,5
Detektionsgräns $c_{detektion}$ [mg/kg TS]	0,1 0,5
Föroreningsgränsvärde $c_{sanering}$ [mg/kg TS]	1 5
Spridningsmodell för föroreningen	
Initialkoncentration, c_{init} [mg/kg TS]	25 50
Spridningskonstant, β	0,11 0,21
Kostnader för åtgärder	
Kostnad för provtagning α_1 [kkkr]	10 100
Kostnad för osanerad förorenad mark α_2 [kkkr]	100 1000
Kostnad för sanerad mark α_3 [kkkr]	1 10

Förutom provplaceringsstrategi har även två andra parametrar varierats. För varje provtagningsstrategi simuleras flera olika varianter med skillnader i antalet prov samt mätosäkerheten. Antalet provpunkter undersöks genom att placera ut 12, 20, 42, 64, 80, 100 eller 120 provpunkter. Beräkning av mätvärden i provpunkterna beskrivs nedan.

2.1.1 Spridningsmodell för föroreningsförekomster

För att kunna utvärdera provtagningsmetoder krävs att det finns simulerade data eller tidigare kända data för förekomst av föroreningar. I detta fall kommer som används vara starkt förenklade och modelleras utifrån en punktkälla samt en exponentiellt avtagande gradient i alla riktningar. Flera föroreningsförekomster simuleras med variation i initial koncentration av föroreningen samt hur snabbt den har spridit sig (se tabell 1).

Matematiskt beskrivs föroreningsförekomsten i provpunkten med koordinaterna x , y , z som:

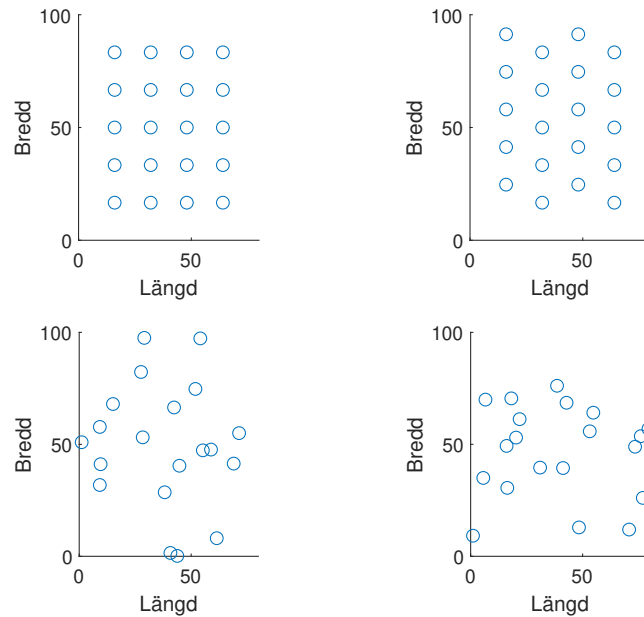
$$F(x, y, z) = c_{init} \cdot e^{-\beta \cdot D} \quad (1)$$

där c_{init} är koncentrationen av föroreningen i punktkällan, β är en spridningskoefficient och D är det euklidiska avståndet mellan punktkällan och provpunkten. Flera föroreningsförekomster har simulerats för olika värden på initial koncentration av föroreningen och hur snabbt föroreningen sprider sig (se tabell 1).

Vid simulerad provtagning läggs ett mätfel till enligt ekvation 2:

$$obs(x, y, z) = F(x, y, z) \cdot e^{\delta(x,y,z)} \quad (2)$$

där $\delta(x, y, z)$ är ett slumpstal från en normalfördelning med väntevärde 0 och standardavvikelse σ . Vid koncentration som understiger detektionsgränsen $c_{detektion}$,



Figur 2: Principskiss för de olika provplaceringsstrategierna. Övre vänstra: Regelbunden. Övre högra: Fiskbensmönster. Nedre vänstra: Slumpmässig. Nedre högra: Regelbundet slumpmässigt.

det vill säga den nivå som mätutrustningen kan detektera, så sätts värdet i provpunkten till noll.

2.2 Analys av provplaceringsstrategier

Provtagningsmetoderna utvärderas genom att använda de konstruerade mätvärdena för att skapa en generaliserad linjär modell för föroreningsförekomst anpassad efter dessa. Modellen används sedan för att uppskatta föroreningsförekomsten inom området och denna skattning jämförs med den faktiska föroreningsförekomsten.

2.3 Uppskattning av förorenat område

För att skatta utbredningen av det förorenade området anpassas en statistisk modell till simulerade mätdata för varje kombination av provtagningsstrategi och värden på parametrar. Den statistiska modellen är en generaliserad linjär regressionsmodell (generalized linear model, GLM) till varje kombination av provtagningsstrategi och variabler. Modellerna använder logaritmen av uppmätta värden $obs(D)$ som responsvariabel. Modellen har formen:

$$\log(obs(x, y, z) + c_{detektion}) = a + b \cdot D(x, y, z) + \epsilon \quad (3)$$

Där a är anpassade koefficienten för avståndet från punktkällan D , $c_{detektion}$ är detektionsgränsen för föroreningen, D är det euklidiska avståndet till föroreningskällan och ϵ är ett modellfel som antas vara oberoende och likafördelade enligt en vitt brus enligt fördelningen normalfördelning med väntevärde 0 och standardavvikelse σ_ϵ . Den statistiska modellen har följaktligen samma form som en log-transformerad spridningsmodell. I denna modellering utgår jag från att punktkällan är känd, vilket är en förenkling och gör att jag kan använda avståndet till punktkällan som en parameter i modellen.

Med hjälp av den statistiska modellen skattas koncentration av föroreningen över hela området som:

$$pred(x, y, z) = e^a \cdot e^{b \cdot D(x, y, z)} + c_{detektion} \quad (4)$$

En provpunkt antas vara förorenad om det skattade värdet är över gränsvärdet för sanering $c_{sanering}$:

$$g(pred(x, y, z)) = \begin{cases} 0 & \text{om } pred(x, y, z) < c_{sanering} \\ 1 & \text{om } pred(x, y, z) \geq c_{sanering} \end{cases} \quad (5)$$

Gränsvärdet vid sanering, som är den nivå som inte får överstigas, regleras av Naturvårdverket och varierar beroende på förorening. Två scenarion med antingen högt eller lågt gränsvärde för föroreningar utvärderas.

Med hjälp av denna beslutsregel kan ett område delas in i volymen mark som ska saneras enligt den statistiska modellen, G_{stat} och enligt den teoretiska modellen, G_{facit} .

2.3.1 Kostnadsfunktion

För att jämföra hur väl de olika metoderna lyckas med att beskriva föroreningsområdet används en kostnadsfunktion utgående från att ju mer yta som markeras som förorenad desto dyrare blir saneringen samtidigt som om förorenade områden missas så utsätts potentiellt personer för hälsovådliga ämnen. Det finns också en risk för större utgifter i framtiden om dessa föroreningar upptäcks i ett senare skede. Beräkningen av kostnaden utgår från att verksamhetsutövaren ämnar sanera området till en given standard och för att få utföra denna typ av åtgärder så krävs anmälan till myndighet enligt Förordning (1988:899) om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd 28 §. För att myndigheten ska kunna göra en bedömning av ärendet så är det rimligt att en viss kunskap om markbeskaffenheten finns innan större åtgärder utförs.

Kostnaden för en provtagning med p provpunkter och saneringsfunktionen som används har formen:

$$C(G_{stat}, G_{facit}, n) = \alpha_1 \cdot G_{stat} + \alpha_2 \cdot \max(G_{facit} - G_{stat}, 0) + \alpha_3 \cdot n \quad (6)$$

där α_1 är kostnad för sanering av positiva punkter, α_2 är kostnad för att missa faktisk förorening, α_3 är kostnad för provtagning, G är definierad som en samling punkter definierade enligt ekvation (3) och n är antalet provpunkter. Värden för kostnadsparametrarna α_i varieras så att alla parametrar antar höga samt låga värden (se tabell 1).

2.4 Implementering

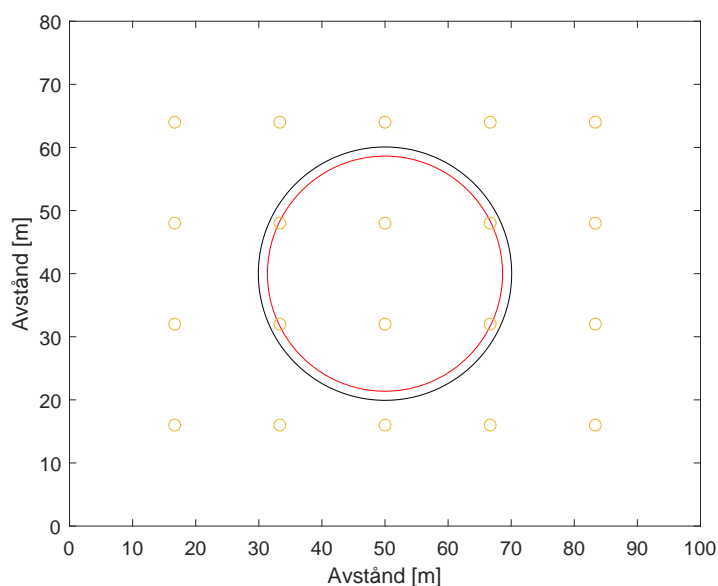
Simulering av provtagning samt vidare analyser har gjorts i Matlab (R2019b, MathWorks). För kod implementerad i Matlab se bilaga 1 samt extra material tillgängligt via DiVA (<http://www.diva-portal.org>).

3 Resultat

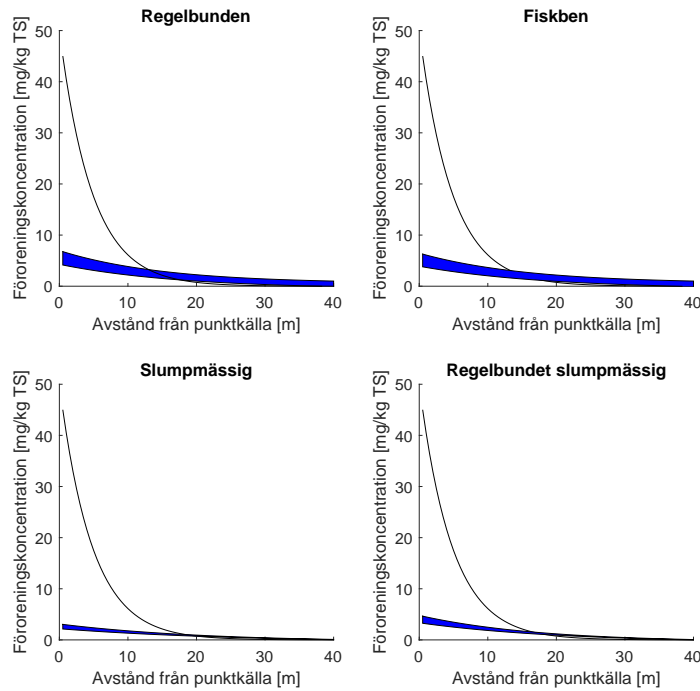
I detta avsnitt presenteras först en allmän utvärdering av provplaceringsstrategier. Detta följs av en mer detaljerad genomgång av andra faktorer än antal provpunkter som kan påverka utvärderingen av metoderna. Först undersöks hur den simulerade spridningen påverkar kvalitén på skattningen av föroreningsområdet och sedan hur olika värderingar i uppställningen av kostnadsfunktionen påverkar utfallet.

3.1 Utvärdering av provplaceringsstrategierna

Provplaceringsstrategierna utvärderades utifrån de parameterrymder som beskrivs i tabell 1. En principskiss över föroreningsfördelning över ytan samt ett exempel på hur provpunkterna kan fördelas finns i figur 3. Punktkällan är placerad i mitten av området och föroreningskoncentrationen avtar exponentiellt (svart linje i figur 4). Utifrån modellerna av föroreningsförekomsten går det att skatta ett konfidensintervall för den predikterade föroreningskoncentrationen i en viss punkt. Det visar sig att prediktionsintervallen blir större för de regelbundna strategierna (figur 4).



Figur 3: Simulerad föroreningsfördelning. Figuren visar föroreningsfördelning på ytan sedd ovanifrån. Vilken av den röda eller den svarta cirkeln som är ytterst varierar mellan olika försök. Svart linje: Ytterkant av faktiskt föroreningsområde. Röd linje: Ytterkant av uppskattat föroreningsområde. Gul cirklar: Regelbunden provtagingsplacering vid 20 provpunkter.

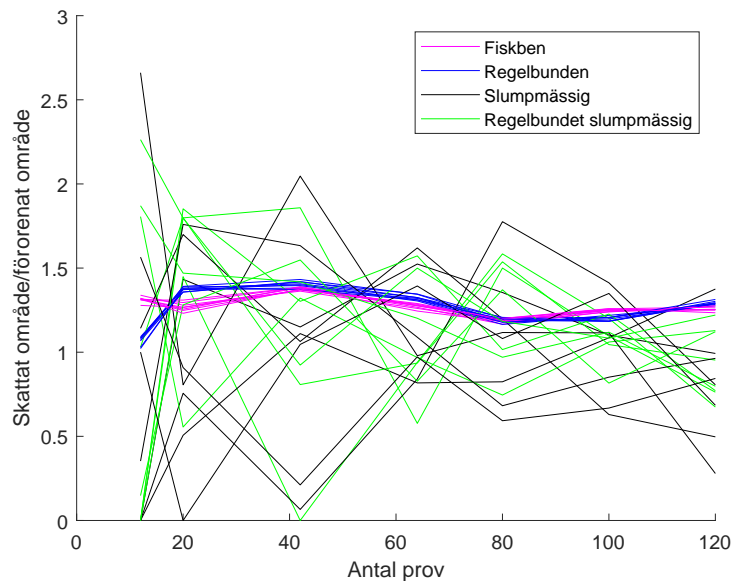


Figur 4: Figuren visar föroreningshalten i förhållande till avstånd från punktkällan. Föroreningen modelleras som en exponentiellt avtagande funktion med origo vid punktkällan. Den svarta linjen visar simulerad föroreningshalt. Blått område visar uppskattad föroreningshalt med konfidensintervall för prediktionen ($\alpha < 0.05$). Parametrar: $\sigma = 0,5$, $c_{detektion} = 0,5$, $c_{sanering} = 1$, $\beta = 0,21$ och $c_{init} = 25$.

Beroende på storleken på det förorenade området varierar det om föroreningsområdet under- eller överskattas. Bäst skattningar fås vid stora föroreningsområden, vilket oftast leder till en viss överskattning av området. För små föroreningsområden underskattas utbredningen, och om området är tillräckligt litet kan det missas helt. De exempel som visas i figurerna hör till de spridningar som är tillräckligt stora för att detekteras.

För de provplaceringsstrategier som har en slumpmässig komponent i val av provpositionering visade vid upprepade användningar som väntat en större variation i skattningarna (figur 5). I vissa fall kan skattningarna av föroreningsförekomster bli bättre än de regelbundna mönstren, men skattningarna kan i andra fall bli klart sämre. Den regelbundet slumpmässiga fördelningen gav som väntat en variation mellan den helt slumpmässiga och de regelbundna metoderna då metoden med undergruppering är till för att förhindra att provpunkterna blir allt för ojämnt spridda över ytan.

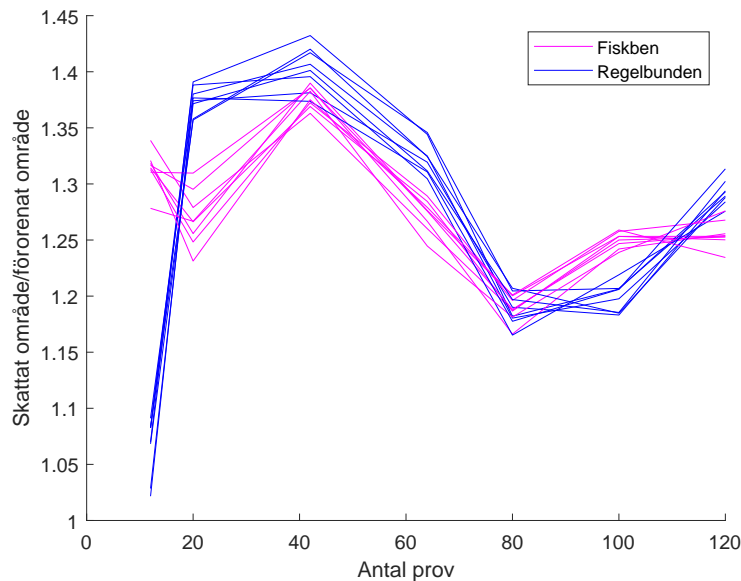
Regelbunden provplacering och fiskbensprovplacering ger mycket mindre variation mellan olika iterationer under samma förutsättningar jämfört med slumpvis



Figur 5: Uppskattat förorenat område i förhållande till faktiskt förorenat område för 8 iterationer per provplaceringsstrategi. En perfekt skattning skulle ha värde 1. Parametrar: $\sigma = 0,5$, $c_{detektion} = 0,5$, $c_{sanering} = 1$, $\beta = 0,21$ och $c_{init} = 50$.

placering av provpunkterna (figur 6). Med denna parameteruppsättning verkar det som att det skulle vara mest fördelaktigt att ta så få prov som möjligt om den regelbundna strategin används, då bäst skattning erhålls för 12 provpunkter. Troligen är det dock en slumpmässig effekt utifrån var provpunkterna råkar hamna i förhållande till det förorenade området. Eftersom det handlar om enbart 12 provpunkter så blir effekten per punkt större. För både fiskbensstrategin och den regelbundna strategin verkar det som att en bästa skattning sker vid 80 provpunkter.

Vid utvärdering av kostnadsfunktionen (figur 7) visar de metoder som har slumpkomponenter stora variationer, medan regelbundna provplaceringar ligger mer konstant och varierar utifrån mätfel (figur 8). Med de värden som har används för kostnadsfunktionen blir kostnaden för sanering helt avgörande. Eftersom denna parameteruppsättning ger en överskattning av det förorenade området kommer kostnadsfunktionsparametern α_2 att inte ha någon inverkan på kostnaden. Beroende på att saneringskostnaden är så stor i förhållande till provtagningskostnaden så blir den senare försumbar.



Figur 6: Förstoring av figur 5. Uppskattat förorenat område i förhållande till faktiskt förorenat område för 8 iterationer per provplaceringsstrategi. En perfekt skattning skulle ha värde 1. Parametrar: $\sigma = 0,5$, $c_{detektion} = 0,5$, $c_{sanering} = 1$, $\beta = 0,21$ och $c_{init} = 50$.

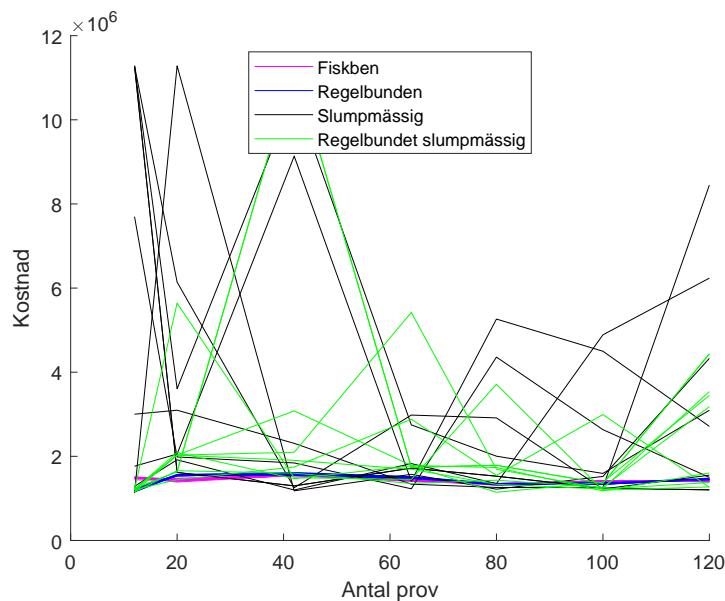
3.2 Känslighetsanalys av träffsäkerhet

De olika parametrarna för hur föroreningsfördelningen ser ut samt parametrarna relaterade till provtagningen har undersökts i förhållande till hur det skattade föroreningsområdet förhåller sig till det faktiska föroreningsområdet. Det har visat sig att ändringar av parametrarna hade en likartad effekt oberoende av vilken provplaceringsstrategi som användes. Jag har valt att illustrera skillnaderna för fiskbensstrategin i figur 9.

Kombinationen av β och c_{init} avgör hur stort område som är förorenat. Större områden är klart lättare att upptäcka och i några fall missas små föroreningsområden helt. När koncentrationen i punktkällan ökar ökar även storleken på det skattade området i förhållande till det faktiska området. Samma effekt men betydligt kraftigare sker när β minskar, det vill säga när spridningen ökar. Den sammantagna effekten av dessa parametrar är att för stora föroreningsförekomster överskattas området och för små föroreningsförekomster underskattas det. Som kan ses i figur 4 så fångar inte heller modellerna upp hur hög koncentrationen är vid punktkällan.

En ökad mätosäkerhet ger en skattning av föroreningsområdet som är relativt sätt större (figur 9). Detta gäller för alla de undersökta provplaceringsstrategierna.

För detektionsgränsen $c_{detektion}$, det vill säga hur låg koncentration som kan



Figur 7: Kostnadsfunktion mot antal provpunkter för respektive metod. Parametrar: $\sigma = 0,5$, $c_{detektion} = 0,5$, $c_{sanering} = 1$, $\beta = 0,21$, $c_{init} = 50$, $\alpha_1 = 10$, $\alpha_2 = 100$ och $\alpha_3 = 1$.

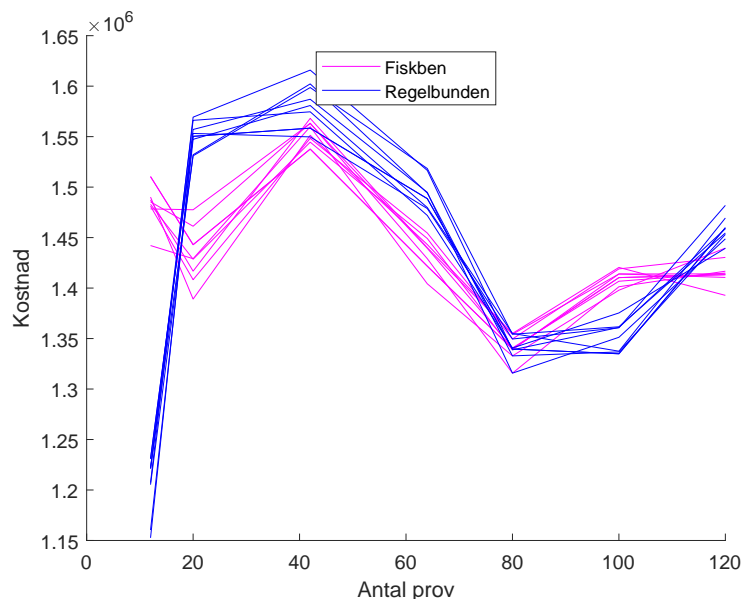
mätas, fanns det ingen märkbar påverkan på hur föroreningen skattades. En ökat gränsvärde för sanering $c_{sanering}$ minskar den relativa skattningen av förorenat område.

3.3 Känslighetsanalys av kostnad

Kostnadsfunktionen är ett sätt att ta hänsyn till olika faktorer vid bedömningen om föroreningsskattningsmetoderna ger lämpliga rekommendationer. Själva skattningen påverkas inte av kostnadsfunktionens utformning. Denna del av undersökningen har inte funnit någon skillnad mellan de olika metoderna som kan härledas till en effekt av kostnadsfunktionen.

Parametern α_1 är kostnaden för sanering av en volym mark. Vid en underskattning av det förorenade området är denna parameter helt avgörande. För de värden som har undersökts dominerade denna parameter helt utfallet av kostnadsfunktionen.

Parametern α_2 är kostnaden för att lämna kvar förorening i marken. I de fall där det förorenade området underskattades finns en risk för att en bristfällig sanering framstår som ekonomiskt fördelaktig om inte kostnaderna för potentiella konsekvenser av att lämna kvar förorenad mark uppskattas tillräckligt högt. När det förorenade området överskattades har istället kostnaden för att lämna kvar föroreningar i marken ingen som helst betydelse, då hela det förorenade området



Figur 8: Förstoring av figur 7. Kostnadsfunktion mot antal provpunkter för regelbunden och fiskben. Parametrar: $\sigma = 0,5$, $c_{detektion} = 0,5$, $c_{sanering} = 1$, $\beta = 0,21$, $c_{init} = 50$, $\alpha_1 = 10$, $\alpha_2 = 100$ och $\alpha_3 = 1$.

tas bort.

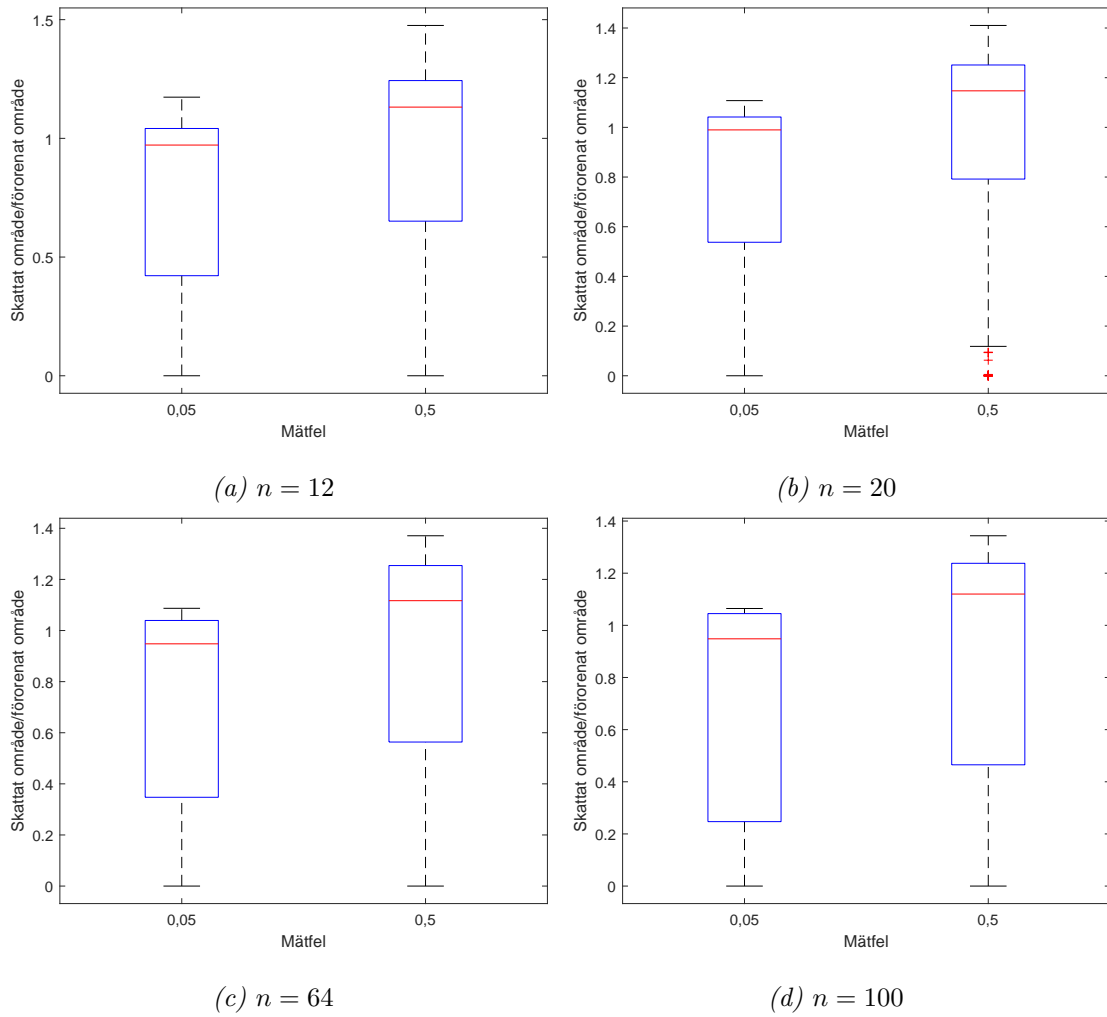
De skillnader i kostnad för provtagningen, parametern α_3 som undersöktes gav bara utslag när de andra två faktorerna var lika. Även då kunde ingen skillnad ses gällande vilken provtagningsstrategi som var bäst. Baserad utifrån detta skulle rekommendationen bli att ta så få prov som möjligt. I ett mer reellt scenario är det rimligt att anta att det är betydligt billigare att ta prov än att sanera och att en missad förorening i längden blir dyrare än att sanera.

Vilken metod som bör användas för provplacering förändras beroende på vilka parametervärden som används. Hur väl de olika metoderna uppskattar föroreningsförekomsten sker helt oberoende av kostnadsfunktionen, men kostnadsfunktion utgör en värdering av metoderna. Det som förändras beroende på kostnadsfunktionens utformning är hur många prov som är lämpligt att ta för att väga de olika kostnaderna och även vilken metod som rekommenderas.

Känslighetsanalysen av parametrarna för kostnadsfunktionen indikerar att förhållandet mellan kostnaden för att analysera prov och för att hantera potentiellt förorenade massor har stor betydelse för hur många prov som bör tas. I ett extremfall med dyra prov och billig hantering var det billigare att schakta bort hela området. Detta är dock inte ett troligt scenario då kostnaden för efterbehandling, möjligen i form av deponi, av förorenade schaktmassor är avsevärd. Vid lika höga värden för alla kostnadsparametrarna blir det mest fördelaktigt att ta så få prov

som möjligt eftersom det är lika dyrt att sanera som att låta det vara.

När det kommer till kostnaderna för att lämna kvar förorening samt själva saneringskostnaderna visar det sig att de absoluta värdena inte är avgörande utan att det är förhållandet mellan dem. Vid samma värden visas ingen effekt utan skillnader i kostnader beror helt på antal provpunkter, något som även kan visas från den matematiska uppställningen av formeln då vi vet att summan av den sanerade ytan och den ej sanerade, förorenade marken är konstant. För höga saneringskostnader och låga konsekvenskostnader så är den regelbundna provdesignen att fördrä medan i motsatt fall (höga konsekvenskostnader i förhållande till saneringskostnader) ger istället fiskbensmönstret bättre resultat. Vad det gäller de slumpmässiga provtagningsstrategierna kunde inga mönster i vilken metod som var bäst lämpar sig.



Figur 9: Mätfelets inverkan på skattning av förorenat område i förhållande till faktiskt förorenat område. Fiskbensmönster används för provplacering och ett antal olika provantal visas för vardera två nivåer på mätfel σ .

4 Diskussion

Denna studie visar att modellen för föroreningsförekomst har ett stort inflytande på hur väl föroreningens utbredning skattas. Beroende på vad som är känt om föroreningsutbredningen kan olika provplaceringsstrategier vara mest lämpliga. I många fall finns det klara indikationer på var föroreningarna kommer ifrån och det kan då vara bra att utnyttja denna kunskap vid skattningen av föroreningsförekomsten. I andra fall är föroreningarna mer diffust utspridda över området och det gäller att hitta de områden som har för höga halter i förhållande till tänkt markanvändning.

Regelbunden placering av provpunkterna har fördelen av att vara lättare att applicera i fält och att de är jämnt utspridda över ytan. Det kan dock vid små förekomster av förorening leda till att dessa missas. Genom att förskjuta varannan av raderna blir avståndet mellan provpunkterna kortare i fiskbensmönstret.

4.1 Kritiska faktorer

Undersökningen av resultaten från de simuleringar som redovisats ovan visar på att den modell som har använts inte på ett tillförlitligt sätt klarar av att skatta föroreningsförekomsten. Den troligaste anledningen är att det vid anpassning av data till modellen så finns det en stor andel nollor i mätdata. Att anpassa en funktion till ett sådant dataset gör att nollorna får stor vikt då varje mätpunkt har samma betydelse för modelleringen. Detta gör att föroreningshalten inom det förorenade området genomgående underskattas och att i de flesta fall även föroreningsutbredningen underskattas. Ett sätt som skulle kunna förbättra skattningen är att dela upp modelleringen i två fall, förekomst och inte förekomst. Detta kallas ”hurdle” modeller då mätvärdet ska vara högre än en viss nivå, ett ”hinder”, för att inkluderas i gruppen för förekomst (Cragg, 1971). Genom att inte ha med nollorna vid modelleringen så förbättras modelleringen av datamängden (Zeileis et al., 2008).

Den modell som har presenterats i detta arbete bygger på att det finns kunskap om att föroreningen kommer från en punktkälla. I många fall där detta föreligger kan även en mer diffust utbredd förorening förekomma. Exempelvis vid nedlagda bensinmackar där petroleumföroreningar kan förekomma i form av punktutsläpp från läckande bensintankar, men att området i sin helhet är förorenat med tungmetaller från avgaser. Det är därför viktigt att inte nöja sig med att konstatera en punktkälla och sanera kring den, utan markundersökningar bör göras även på andra delar av området.

Exemplet med bensinmackar visar även på en annan begränsning i att det ofta finns flera olika föroreningar inom samma område. Bedömningen om ett område är förorenat eller inte måste då baseras på en undersökning om någon av de

närvarande ämnena överskrider sina riktvärden. Eftersom olika ämnen sprids med olika hastighet, bland annat beroende på vattenlöslighet, så kan det behövas mer komplexa modeller för att fånga upp denna dynamik.

Hur föroreningen sprids i marken påverkar hur föroreningsutbredningen blir. Den spridningsmodell som har används i detta arbete är mycket förenklad och i praktiken påverkas spridningen av föroreningar av bland annat variation i jordmån, pH i marken, grundvattenflöde och biologiska markprocesser (Trakal et al., 2012). När det kommer till detektionsgräns för föroreningen i ett markprov ligger den oftast betydligt lägre än de gränsvärden som anges av Naturvårdsverket, vilket gör att detektionsgränsen inte spelar en avgörande roll vid beslut om ett område behöver saneras.

Hur provtagningen går till kan i sig påverka hur representativt mätvärde som fås (Kim et al, 2017). Med bas i att en potentiellt kontaminerad plats antagligen inte har en homogen jordmån så rekommenderar Kim et al. (2017) att ett regelbundet mönster användes om ingen tidigare information om området finns. Detta stämmer väl överens med resultatet av denna studie, då resultaten från provplaceringmönster med slumpkomponenter uppvisade stor variation i skattningarna och resultatet därmed inte blir trovärdigt.

Alla de scenarion som tas upp i denna analys av utfallet för olika parametrar i kostnadsfunktionen är inte förenliga med gällande lagstiftning. Att inte ta några prov och sedan schakta bort hela området skulle innebära att verksamheten riskerar att vara otillåten miljöverksamhet (MB 29 kap. 4 §) samt att det inte heller skulle vara möjligt att på ett lagligt sätt överlämna schaktmassorna till en seriös entreprenör då de vill ha en karakterisering av innehållet. Det finns således andra begränsningar som gör att lösningen att inte ta några prov och att schakta bort alla massorna i praktiken inte är ett godtagbart förfarande.

Hur många prov som bör tas beror på bland annat hur stort det potentiellt förorenade området är, hur noggrann kartläggning som anses nödvändigt och på hur heterogen marken är. Ovan har ämnet snuddats vid, men fokus har varit på att utvärdera placeringen av provtagningspunkterna. Ett sätt att förhålla sig till hur mycket data som är lämpligt att samla in utgår från informationsvärdesanalys (Value-of-Information Analysis, VOI) som genom att på olika sätt skatta vilka osäkerheter som förekommer försöker att fastställa vad som är ett lämpligt handlingsalternativ (Yokota & Thompson, 2004).

4.2 Alternativa metoder

Flera alternativa metoder för upptäckt och karakterisering av markföroreningar har föreslagits. För vissa föroreningar finns det möjlighet att träna upp sökhundar som kan indikera förekomst av dessa ämnen (SLU 2020). En möjlig nackdel är föroreningar som ligger i djupare jordlager kan missas. En mer teknisk metod

som har föreslagits är att använda en form av markradar som kan upptäcka nedgrävda tunnor (Lord & Kenner 1998) och kan vara lämplig för att göra en första undersökning.

Tidigare undersökningar har visat på att ett regelbundet provtagningsmönster har lättast att uppskatta förekomster (utbredning) av föroreningen (Wang och Qi 1998). De utgår från data med föroreningen fördelad i varierande koncentration över hela provtagningsområdet och har därmed inte möjlighet att ta hänsyn till kännedom om punktkällor. Wang och Qi (1998) använder variogram för att uppskatta föroreningsförekomsten och visar även på att vid ett litet antal provpunkter så uppvisar det regelbundna provtagningsmönstret en systematisk felskattning av föroreningshalten.

En vanlig metod för att utifrån rumsliga data skatta förekomsten av är att använda sig av så kallad kriging. Det är en metod som tar hänsyn till hur mät-punkterna förhåller sig till varandra samt kan inkludera en tidskomponent (Yang et al. 2015). Vid upprepad provtagning används ibland osäkerheten i krigingvärdena för att avgöra var nya prov bör tas. Som Van Meirvenne och Goovaerts (2001) påpekar leder det ibland fel, då det som i många fall är intressant är osäkerheten hos ett prediktionsvärde förhåller sig till ett gränsvärde. Med fokus på det senare blir det mer troligt att extra prov bör tas utmed gränsen mellan förorenat och oförorenat (Van Meirvenne och Goovaerts, 2001).

4.3 Samhällskonsekvenser och etiska aspekter

Saneringen av mark anses idag viktigt för att kunna bebygga tidigare industri-tomter (Naturvårdsverket, 2020). Samtidigt är det dyra insatser som för att kunna sanera så många platser som möjligt för en given summa pengar kräver att insatserna genomförs på ett rationellt sätt. Förutom att ha en monetär kostnad i avhjälpandeåtgärder så finns det självfallet även miljö- och hälsomässiga konsekvenser om föroreningar blir kvar i marken efter en sanering. Detta är en känslig fråga, då det handlar om att uppskatta hälsokonsekvenser av exponering för, i de flesta fall, föroreningshalter som inte orsakar akuta symptom.

Den ur ett hälsoperspektiv viktigaste parametern är kostnaden för att lämna kvar föroreningen i marken. För ett företag kan denna kostnad ses som en risk för att bli upptäckt och vara tvungen att göra ytterligare en sanering för att åtgärda det som glömts kvar. Miljö- och hälsoskyddsaspekten tas även med implicit i de gränsvärden som används för att avgöra om en punkt är att betrakta som förorenad. I och med att kostnaden läggs på en binärisering av förekomsten av föroreningen så kan inte hänsyn tas till om de missade områdena har låga eller höga föroreningshalter, något som givetvis har en effekt på konsekvenserna på omgivningen. I fall med enstaka punktkälla så är det oftast ett rimligt antagande att utgå från att halterna är högst vid källan, men det kan även förkomma andra

fall med antingen lokalt höga koncentrationer eller om punktkällan har slutat läcka (tömts) och föroreningen därefter fortsatt att spridas i marken.

Resultaten från denna studie visar på vikten av att ha ett bra underlag och att använda pålitliga metoder för att skatta föroreningsförekomster. Genom att använda en felaktigt utformad modell så blir inte skattningen pålitlig, även om den ur en statistisk synvinkel kan framstå som det. Resultatet kan då bli att föroreningar lämnas kvar i marken eller att schaktmassor som inte är förorenade behandlas som om de vore förorenade med medföljande extra kostnader.

4.4 Vidare forskningsområden

Sanering av förorenad mark är ett aktuellt ämne att undersöka vidare. Denna studie pekar på att det behövs bättre modeller för att beskriva mätdata. Som nämnts ovan skulle ”hurdle-modeller kunna vara ett sätt att förbättra modelleringen. Mer realistiska spridningsmodeller vid simulering av föroreningsområdet skulle kunna ge en bättre bild av hur väl en förenklad modell utifrån mätdata klarar av att skatta en i realiteten komplex fördelning.

De provplaceringsstrategier som har undersökts här är förhållande vis enkla och tar inte hänsyn till vad som är känt om föroreningsförekomst. Vid en punktkälla skulle en strategi med koncentriskt placerade lager, som en lök med punktkällan innerst, kunna vara ett alternativ. En slumpfördelning som i viss mån tar hänsyn till var tidigare provpunkter är placerade skulle kunna öka användbarheten hos slumpberoende metoder.

En intressant aspekt som inte har belyst i denna studie är att det ofta förekommer flera olika typer av föroreningar på samma plats. Medan det är viktigt att karaktärisera den bortforslade jorden korrekt för vidare hantering som farligt avfall, så kan det vara möjligt att utföra själva karteringen av föroreningarna genom att enbart fokusera på enstaka föroreningar. För de prov som visar för höga halter av någon förorening behöver sedan inte vidare analyser göras. Självfallet måste de prov som klassas som ej förorenade genomgå analys för alla på platsen misstänkta ämnen.

5 Slutsats

Genom att använda statistiska analyser av data insamlade i provpunkter kan mer information om föroreningsområdet tas fram än genom att bara utgå från regelbaserad identifiering utan någon kunskap om hur föroreningar sprids. En allt för enkel statistisk modell över spridning kan dock leda till felaktiga slutsatser. I detta arbete visade det sig att en modell som inte tog hänsyn till de många nollorna som förväntas i ett dataset kring en föroreningskälla inte kunde ge pålitliga skattningar av föroreningsområdet.

Vid användning av en modell som inte klarar av att beskriva föroreningsutbredningen på ett bra sätt kan ett litet antal provpunkter verka bättre, men det är falsk säkerhet då den grundas på felaktiga antaganden.

För att få bra skattningar av volymen förorenad mark behöver man använda statistiska modeller som kan hantera två typer av noll-observationer. Dels nollor som uppstår för att det finns en låg koncentration under detektionsgränsen och dels nollor som uppstår för att marken inte är förorenad på provpunkten. I detta arbete används en log-linjär regressionsmodell, som tilldelar alla nollor en låg koncentration oavsett var de är i området vilket kan leda till över eller underskattning beroende på det förorenade områdets omfattning. Alternativa modeller för statistisk analys av det förorenade området är klassificeringsmodeller som söker efter gränsen mellan förorenad och icke förorenad mark eller mixade modeller som kombinerar en klassificering med hur mycket som finns om förorenad.

De slumpmässiga provplaceringsstrategierna visade ett mycket variabelt resultat och kan betraktas som opålitliga. För de provplaceringsstrategierna som har slumpmässiga faktorer kandärför inte några tydliga slutsatser dras. Rekommendationen blir att inte använda dem, då de ger en större spridning av skattningen av föroreningsförekomsten.

6 Tack

Stort tack till min handledare Ullrika Sahlin för stöd och nya infallsvinklar till projektet.

7 Referenser

Cragg, J.G. (1971). Some Statistical Models for Limited Dependent Variables with Application to the Demand for Durable Goods. *Econometrica* 39(5): 829–844.

Järvinen, H-L. (1997). Investigation strategies for contaminated soils in Finland. 673-678. I: Goumans, Senden & van der Sloot (red). (1997.) *Waste Materials in Construction: Putting Theory into Practice*. Elsevier B.V.

Kim, G., Chowdhury, S., Lin, Y.-M. & Lu, C.-J. (2017). Soil sampling strategies for site assessments in petroleum-contaminated areas. *Environmental Geochemistry and Health* 39, 293-305.

Lord, A.E. Jr. & Koerner R.M. (1988). Nondestructive testing (NDT) techniques to detect contained subsurface hazardous waste. *Journal of Hazardous Materials* 19, 119-123.

Naturvårdsverket. (1994). Vägledning för miljötekniska markundersökningar. Del 1: Strategi (Rapport No. 4310).

Naturvårdsverket. (2007). Vem kan man lita på? Att kommunicera risker i samband med förorenade områden. (Rapport No. 5664).

Naturvårdsverket. (2009). Riskbedömning av förorenade områden. (Rapport No. 5977).

Naturvårdsverket. (2020). Bidrag för sanering av förorenade områden för att bygga bostäder. 2 mars. <https://www.naturvardsverket.se/efterbehandling-infor-bostadsbebyggelse> (Hämtad 30 mars 2020).

Nortcliff, S. (2001). Sampling and pre-treatment – some observations from the United Kingdom. *The Science of the Total Environment* 264, 163-168.

SFS 1988:899. *Förordning om miljöfarlig verksamhet och hälsoskydd*.

SFS 1998:808. *Miljöbalk*.

SLU. (2020). Kan hundar hjälpa oss att hitta föroreningar i mark? 31 mars. <https://www.slu.se/ew-nyheter/2020/3/hundar-och-markforo-reningar/> (Hämtad 22 maj 2020).

- Taylor, P.D. & Ramsey, M.H. (2006). Sampling strategies for contaminated brown-field sites. *Soil Use and Management* 21, 440-449. DOI: 10.1079/SUM2005343
- Trakal, L., Kodesová, R. & Komárek, M. (2013). Modelling of Cd, Cu, Pb and Zn transport in metal contaminated soil and their uptake by willow (*Salix x smithiana*) using HYDRUS-2D program. *Plant & Soil* 366, 433-451.
- Van Meirvenne, M. & Goovaerts, P. (2001). Evaluating the probability of exceeding a site-specific soil cadmium contamination threshold. *Geoderma* 102, 75-100.
- Wang, X.J. & Qi, F. (1998). The effects of sampling design on spatial structure analysis of contaminated soil. *The Science of the Total Environment* 224, 29-41.
- Yang, Y., Wu, J. & Christakos, G. (2015). Prediction of soil heavy metal distribution using Spatiotemporal Kriging with trend model. *Ecological indicators* 56, 125-133.
- Yokota, F. & Thompson, K.M. (2004). Value of information analysis in environmental health risk management decisions: Past, present, and future. *Risk analysis* 24(3), 635-650.
- Zeileis, A., Kleiber, C. & Jackman, S. (2008). Regression models for count data in R. *Journal of Statistical Software* 27(8).



LUNDS
UNIVERSITET

WWW.CEC.LU.SE
WWW.LU.SE

Lunds universitet

Miljövetenskaplig utbildning
Centrum för miljö- och
klimatforskning
Ekologihuset
223 62 Lund