

Bortforsling av kaxblandat vatten från borrhningar via dagvattenledningar: Riskanalys, karaktärisering av kaxvatten och reningsmetoder

Joakim Hjulström

Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet,
masterarbete, nr 414
(45 hp/ECTS credits)



Geologiska institutionen
Lunds universitet
2014

**Bortforsling av kaxblandat
vatten från borrhningar via dag-
vattenledningar: Riskanalys, karaktärisering
av kaxvatten och reningsmetoder**

Masterarbete
Joakim Hjulström

Geologiska institutionen
Lunds universitet
2014

Innehåll

1	Introduktion	9
1.1	Frågeställningar	9
1.2	Avgränsningar	9
2	Bakgrund	9
2.1	Borrteknik	9
2.2	Rådande branschpraxis	11
2.3	Kaxvatten och borrhax	12
2.4	Dagvattensystem i Sverige	13
2.5	Lagstiftning och gränsvärden	13
3	Försök och fältdata	14
3.1	Metod	14
3.1.1	Förutsättningar och lokalval	14
3.1.2	Provtagning och analys	14
3.1.2.1	Koncentration av suspenderade partiklar	16
3.1.2.2	Kornstorleksanalys	16
3.2	Resultat	16
3.2.1	Eldsberga – Granit/syenit	18
3.2.1.1	Geologiska förutsättningar	18
3.2.1.2	Kaxhantering	18
3.2.1.3	Provtagning	18
3.2.2	Södra Sandby – Kambrisk/ordovicisk skiffer och lersten	18
3.2.2.1	Geologiska förutsättningar	18
3.2.2.2	Kaxhantering	19
3.2.2.3	Provtagning	19
3.2.3	Mörarp – Jurassisk/triassisk sand- och siltsten	19
3.2.3.1	Geologiska förutsättningar	19
3.2.3.2	Kaxhantering	20
3.2.3.3	Provtagning	20
3.2.4	Kristianstad – Kretaceisk kalksten och sandsten	21
3.2.4.1	Geologiska förutsättningar	21
3.2.4.2	Kaxhantering	21
3.2.4.3	Provtagning	21
3.2.5	Malmö – Kretaceisk/paleogen kalksten	21
3.2.5.1	Geologiska förutsättningar	21
3.2.5.2	Kaxhantering	22
3.2.5.3	Provtagning	22
4	Risicanalys.....	22
4.1	Igenslamning av avloppssystem	22
4.1.1	Icke kohesiva sediment	22
4.1.1.1	Fysikaliska krafter bakom sedimenttransport	22
4.1.1.2	Strömningsförhållanden	23
4.1.1.3	Transport av sediment	23
4.1.1.4	Att beräkna strömhastigheter för erosion, transport och deposition	24
4.1.1.5	Beräknade värden: tröskelvärde för rörelse	26

Omslagsbild: Kaxvatten som spolat ut i en sedimentationscontainer via en cyklon. (foto: Joakim Hjulström)

4.1.1.6 Beräknade värden: transport i suspension utan deposition	27
4.1.2 Kohesiva sediment	29
4.1.2.1 Naturliga kohesiva sediment och den finkorniga andelen i kaxvattnet	30
4.1.2.2 Laddningar på partiklars ytor	30
4.1.2.3 Flockning	30
4.1.2.4 Riskbedömning	31
4.1.2.5 Beräknade värden: transport i suspension utan deposition	32
4.2 Påverkan på recipienter	32
4.2.1 Bakgrundskoncentrationer av suspenderade partiklar i vattendrag	32
4.2.2 Naturlig sedimentkoncentration i hav	33
4.2.3 Dagvattnets sammansättning	33
4.2.4 Kaxvattnets sammansättning	33
4.2.4.1 Borrkaxets farlighet	34
4.2.6 Påverkan i vattendrag	34
4.2.7 Påverkan i hav	35
4.2.8 Påverkan i sjöar	36
5 Reningsmetoder	36
5.1 Sedimentationscontainer under borring	36
5.1.1 Funktion	36
5.1.2 Kornstorleksgräns samt fördelar och nackdelar	37
5.2 Sedimentationsbassäng	37
5.3 Hydrocykloner	39
6 Diskussion	40
6.1 Beräknade värden för erosion och deposition	40
6.2 Koncentration eller kornstorlek	40
6.3 Uppmätta koncentrationer och problematik i recipient	41
6.4 Gränsvärden	42
7 Slutsatser	42
8 Tack	43
9 Referenser	43
10 Appendix 1: Geologiska loggar	47

Bortforsling av kaxblandat vatten från borrhningar via dagvattenledningar: Riskanalys, karaktärisering av kaxvatten och reningsmetoder

JOAKIM HJULSTRÖM

Hjulström, J., 2014: Bortforsling av kaxblandat vatten från borrhningar via dagvattenledningar: Riskanalys, karaktärisering av kaxvatten och reningsmetoder. *Examensarbeten i geologi vid Lunds universitet.*, nr 414, 46 sid. 45 hp.

Sammanfattning: Vid anläggning av djupa borrhål med tryckluftsdreven sänkhammarborrning transporteras oundvikligen bortborrat berg blandat med grundvatten upp till markytan. I Sverige spolas kaxvattnet oftast ut i en cirka 10 m³ stor container för att de grövsta partiklarna ska sedimentera innan vattnet pumpas vidare. Efter grovavskiljning kan vattnet fortfarande innehålla höga halter av suspenderade partiklar. I den här studien undersöks vilka halter av partiklar som förekommer vid olika tidpunkter längs kaxhanteringskedjan, samt deras kornstorleksfördelning, vid borring i olika bergarter. Studien fokuserar även på vilka tekniska och miljörelaterade problem som kan uppstå när vattnet tillförs dagvattennätet, samt vilka olika metoder vattnet kan renas med. De främsta problemen som kan uppstå bedöms vara avsättning av sediment i ledningarna respektive negativ påverkan i recipient. Risken för sedimentavsättning undersöktes genom att beräkna vattnets strömhastigheter och skjuvspänning mot rörens bottenytor vid olika flöden som antagits vara typiska för kaxvattnet. Vid vilken skjuvspänning partiklar av olika storlek börjar röra på sig, samt under vilka förhållanden de befinner sig i suspension undersöktes. Betydelsen av flockning inkluderades i riskbedömningen. Risken för flödeshämmande sedimentavsättning i ledningarna bedöms som låg, förutsatt att grovavskiljning sker på ett korrekt sätt och att ett tillräckligt stort utflöde upprätthålls. Vilken påverkan ett tillskott av suspenderade partiklar får i recipient bedöms variera betydligt från recipient till recipient. Olika ekosystem är anpassade efter olika förhållanden. Därmed är det snarare hur stor avvikelser från bakgrundsvärdena är än den absoluta halten som avgör vilken påverkan kaxvattnet kan få. Ett fåtal olika arters känslighet för suspenderade partiklar har undersökts. Det verkar finnas en risk för negativ påverkan i vissa recipienter om sådana kaxvatten som undersökts i den här studien tillförs dagvattensystemet utan ytterligare rening än grovavskiljning i en sedimentationscontainer. Risken gäller främst naturligt klara recipienter med låg vattenförling, eller liten vattenvolym, som tillförs kaxvatten från många borrhål varje år. Studien indikerar också att påverkan från kaxvattnet är jämförbart med dagvattnets påverkan. Det är dock osäkert vilken ytterligare påverkan kaxvattnet kan få i recipienter som redan tillförts dagvatten i många år.

Nyckelord: Kaxvatten, dagvatten, suspenderad substans, vattenrening, miljöpåverkan, flockning

Handledare: Olof Andersson (Geostrata HB), Mikael Calner (LU), Johan Barth (Geotec – Svenska borrentreprenörers branschorganisation)

Ämnesinriktning: Berggrundsgeologi

Joakim Hjulström, Geologiska institutionen, Lunds universitet. Sölvegatan 12, 223 62 Lund, Sverige. E-post: JoakimLH@hotmail.com

Disposal of groundwater mixed with drill cuttings through storm drainage pipes: Risk assessment, characterization of drilling waste water and purification methods

JOAKIM HJULSTRÖM

Hjulström, J., 2014: Disposal of groundwater mixed with drill cuttings through storm drainage pipes: Risk assessment, characterization of drilling waste water and purification methods. *Dissertations in Geology at Lund University*, No 414, 46 pp. 45 hp (45 ECTS credits).

Abstract: When drilling a borehole using a down-the-hole hammer driven by pressurized air drill cuttings mixed with groundwater are unavoidably transported to the surface. In Sweden the most common practice is to flush the waste water out into a roughly 10 m³ container where the coarsest particles can settle before the water is pumped away. After separating the coarsest particles the waste water can still contain high concentrations of suspended particles. In this study the concentrations of suspended particles, as well as their grain size distribution, is examined at different points in time along the cuttings handling chain during ongoing drilling in different rock types. The study also examines any technical and environmental issues that may arise upon transferring the waste water to the storm drainage system, as well as what methods can be used to purify the water. The main issues that might arise are deemed to be deposition of sediment in the pipes and a negative impact in the recipient. The risk of sediment deposition was analyzed by calculating flow velocities and applied shear stress of the water in the pipes at different flow rates, assumed to be typical for drilling waste water. The critical shear stress when deposited particles of different sizes begin to move, as well as the conditions where they remain in suspension was determined. The impact of flocculation was also taken into account. The risk of flow detrimental sediment deposition is judged to be low, assuming that the coarse particles are indeed properly separated and that a high enough flow rate is maintained. The consequences of an increase in suspended particles in the recipient are deemed to vary considerably between different recipients. Ecosystems adapt to different conditions. Thus, it is the deviation from the background levels, rather than the absolute concentration that is crucial for determining the effect. The sensitivity to suspended particles of a few different species was investigated. There seems to be a risk that the drilling waste water may have a negative influence in some recipients if no further purification action is performed other than sedimentation of the coarsest particles in a single container. The risk mainly concerns naturally clear recipients with low flow rates or water volumes, which receives waste water from many boreholes every year. However, it is uncertain what additional impact the drilling waste water may have on recipients already affected by years of storm water drainage.

Keywords: Drilling waste water, storm drainage, liquid solid separation, environmental impact, suspended particles, flocculation.

Supervisors: Olof Andersson (Geostrata HB), Mikael Calner (LU), Johan Barth (Geotec – Trade association for Swedish drilling entrepreneurs)

Subject: Bedrock geology

Joakim Hjulström, Department of Geology, Lunds Universitet. Sölvegatan 12, SE-223 62 Lund, Sweden. E-mail: JoakimLH@hotmail.com

1 Introduktion

Borrningsarbeten är sedan länge en nödvändig del av projekt inom en mängd olika branscher. En återkommande fråga vid arbete i urban miljö är hur man på bästa sätt ska ta hand om vattnet som kommer upp ur borrhålet under arbetets gång. I Sverige består kaxvattnet, även känt som borrhvatten, vanligtvis av det grundvatten som finns naturligt i berget blandat med så kallat borrhkax, vilket är finfördelade rester av bortborrat och krossat berg. Vid en speciell typ av borring (Wassara) är borrhkaxet istället utspätt med spolvatten (Wright 2013).

Hur mycket borrhkax som kommer upp under en borring beror på hålets djup och diameter samt på bergets stabilitet (Hilliard 1997). Mängden vatten som kaxet blandas ut med varierar betydligt från borring till borring beroende främst på hur vattenförande marken är. I många regioner är det inte ovanligt att grundvattenförekomsten i berget endast ger upphov till mycket lite vatten under tiden det tar att borra hålet och omhändertagandet kan ske genom att samla upp materialet i en enda container. På andra platser kan man pumpa upp många liter vatten per sekund (Fredén 2009).

I en tätbebyggd stadsmiljö kan det vara problematiskt att hitta ett ledigt markområde där stora mängder vatten och suspenderat material kan spolas ut, alternativt där stora vattenmagasin kan anläggas. Även om vattnet infiltrerar ner i marken ligger partiklarna kvar på markytan och kan uppfattas som ett störande inslag i parker och på grönområden. Ett vanligt alternativ är att forsla bort kaxvattnet via avloppssystemet.

Beroende på hur finkornigt borrhkaxet är och hur mycket vatten borrhålet ger kan kaxvattnet innehålla höga koncentrationer av suspenderade partiklar även efter att partikelavskiljning enligt rådande branschpraxis utförts. I vissa kommuner är man därför orolig för att partiklarna i kaxvattnet ska avsättas i dagvattenledningarna och bilda kohesiva avlagringar som orsakar ett försämrat flöde eller till och med igensättning på sikt (t ex Malmö stad 2008; Örebro – Tekniska Förvaltningen (Blankett): *Spolvatten vid bergborring*; Roslags VA (Blankett): *Hantering av borrhvatten*). Vissa framhåller även att partiklarna riskerar att störa ekosystemen när vattnet når recipienten.

För att kunna avgöra vilka risker som finns med att släppa ut kaxvatten via avloppssystem måste man först undersöka kaxvattnet. I det här arbetet presenteras en kartläggning av förhållanden mellan geologiska och hydrogeologiska förutsättningar och suspenderat material i kaxvattnet. Vattnet från pågående borrhningar vid fem lokaler (fig. 1) har provtagits och analyserats för att dokumentera mängden suspenderat material samt vilken kornstorleksfördelning partiklarna har som förekommer i kaxvattnet från borring i flera olika bergarter. De data som tagits fram ligger till grund för en riskanalys av hur stor risken för igensättning av rörsystem är och vilka effekter kaxvattnet kan ge på recipienterna. Dessutom beskrivs ett urval av metoder

för att rena kaxvattnet.

1.1 Frågeställningar

Följande frågeställningar har undersökts:

1. Vilka tekniska och miljörelaterade problem kan uppstå vid bortforslande av kaxvatten via dagvattensystem?
2. Vilka faktorer kan teoretiskt sett påverka problematiken?
3. Vilken kornstorleksfördelning på och vilka koncentrationer av suspenderade partiklar innehåller ett typiskt kaxvatten från borring i olika bergarter, före och efter sedimentering i container?
4. Hur långt är det tekniskt och praktiskt möjligt att rena kaxvattnet inför utsläpp i avloppssystem?
5. Går det att enkelt förutsäga kaxvattnets sammansättning innan påbörjad borring?

1.2 Avgränsningar

Arbetet avgränsas till borring med tryckluftsdreven hammarborring.

När det gäller fältstudien har störst vikt lagts vid sedimentära bergarter, som jämfört med kristallint berg antagits både ge upphov till högre koncentrationer av suspenderat material och större variation mellan olika litologier. En borring i kristallint berg har besökts.

I syfte att avgränsa arbetet har proverna samlats in under pågående borring före och efter en enda sedimentationscontainer. Detta trots att man inom branschen ibland kombinerar sedimentationscontainrar med andra reningsmetoder eller använder fler än en. Riskanalysen nedan utgår från ett scenario där kaxvattnet spolas ut i dagvattennätet direkt efter att ha passerat genom containern. Det får betraktas som ett värsta fall-scenario, där kompletterande rening är möjlig.

2 Bakgrund

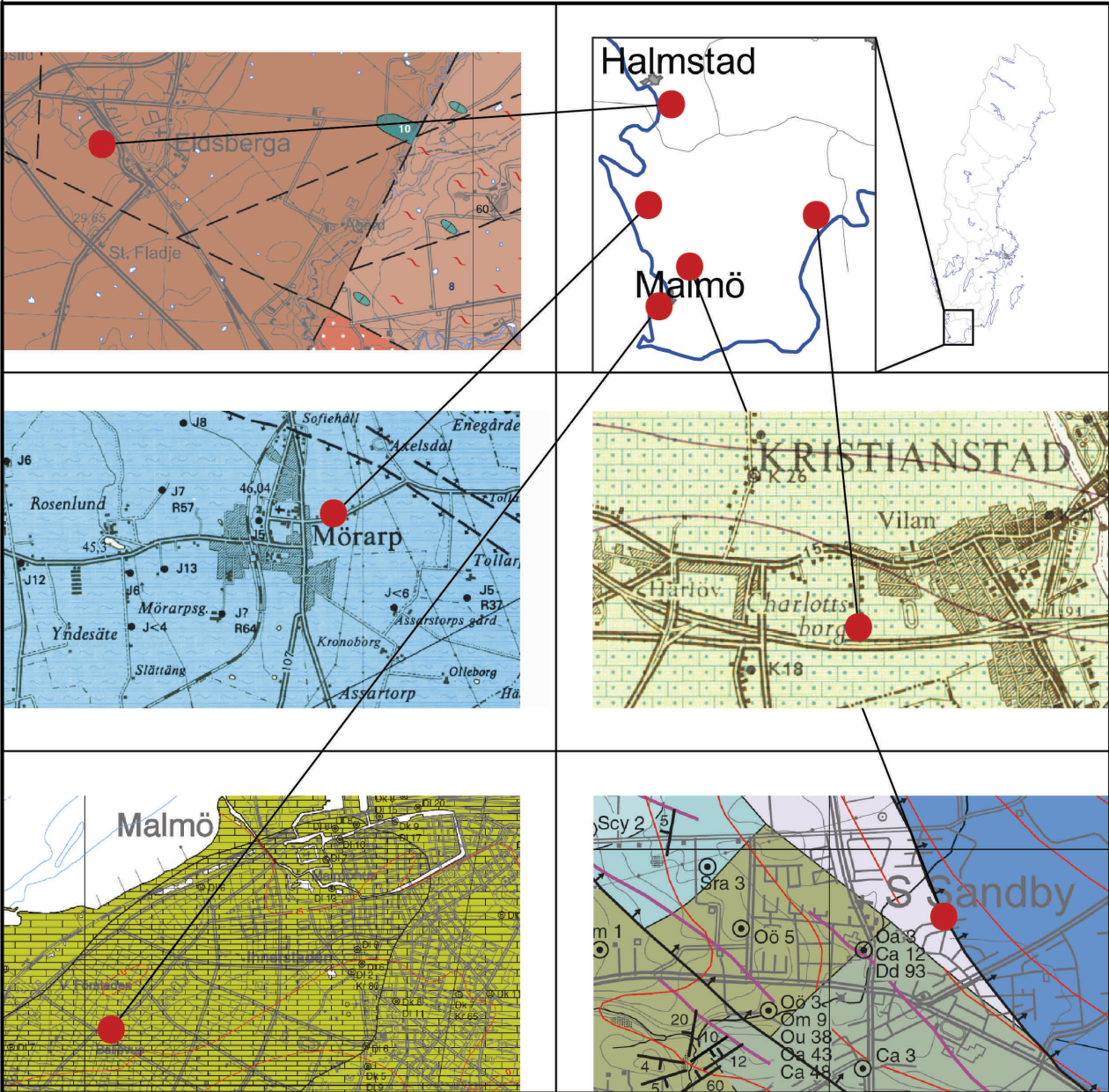
2.1 Borrteknik

Borrhningar utförs i en mängd branscher i Sverige och internationellt. Det borrar efter geoenergi och dricksvatten, vid olika sorters byggprojekt, inom kartering och prospektering och vid geofysiska markundersökningar. Vilken teknik som används, och således även det resulterande kaxvattnet beror på arbetets syfte och varierar även mellan olika länder (Andersson 1981; Hilliard 1997).

Hammarborring

Den vanligaste metoden i Sverige är hammarborring (Andersson 1981). Tekniken är lämplig att använda här eftersom man effektivt kan ta sig ner i de hårda bergarter som dominerar i stora delar av landet. Det finns två huvudtyper. Topphammarborring som an-

Berggrundskartor över fältlokaler



Eldsberga

- Granit, röd till rödgrå, porfyrisk, fältspatsögon
- Granit till granodiorit, rödgrå till grå, gnejsig, starkt ådrad
- Metamafit (amfibolit), mörkt grå till svart gnejsig, granatförande
- Okänd berggrund, jordtäckt

Södra Sandby

- Undre jura, ospecificerade limniska och marina avlagringar samt deltaavlagringar
- Övre trias, Kågerödsformationen; arkosisk sandsten, konglomerat, lera och lersten

- Silur, Colonus- och Cryptograptusskiffer; karbonathaltiga lerstenar och skiffrar
- Silur, Rastritesskiffer; karbonathaltiga lerstenar och skiffrar
- Ordovicium, lerskiffer, kalksten m.m.
- Mellankambrium-underordovicium, alunskiffer

Kristianstad

- Krita, övervägande kalksten med högst 20 % kvarts
- Krita, övervägande kvartshaltig kalksten till kalkig kvartssandsten med 20-80 % kvarts

Mörarp

- Undre jura, Helsingborgsledet, silt- och leravlagringar, med enstaka kolflötsler

Malmö

- Undre tertiär, Limhamnsledet, bryozokalksten med flinta och flintbankar
- Undre tertiär, Köpenhamnsledet, bryozokalksten med flinta och flintbankar

Fig. 1: Berggrundsgeologiska kartor över ytberget vid fältlokalerna. (Siluettkarta från Lantmäteriet. Berggrundskartor från SGU).

vänds för grunda hål, främst inom stenbrottsindustrin och sänkhammarborrning för djupa. Berget krossas och finfördelas genom att en roterande hammare slår på en borrkrona. Vid topphammarborrning är hammaren lokaliserad längst upp på riggen och dess slagverkan måste överföras via borrstängerna. Det begränsar hur djupt man kan borra. Vid sänkhammarborrning (fig. 2) är tyngdpunkten sänkt genom att hammaren sitter strax ovanför borrkronan (Andersson 1981).

För att spola upp borrkax ur borrhålet och även för att driva utrustningen används ett spolmedel. Oftast är det tryckluft, men sedan mitten av 90-talet förekommer även vatten vid så kallad Wassara-borrning (Wright 2013).

Rotationsborrning med vätskespolning

Utomlands är det vanligare att istället använda en teknik där borrkronan roterar och skär eller nöter bort bitar av berget. Högre tryck måste appliceras mot berget ju hårdare det är, så tekniken är lämpligast att använda i mjuka bergarter (Hilliard 1997). Som spolmedel används vatten eller en så kallad bormud. Vid rotationsborrning används spolmedlet för att transportera borrkax till ytan, kyla borrkronan, förhindra inflöde av grundvatten och för att stabilisera borrhållsvägen där det finns risk att väggen rasar in (Andersson 1981).

En mud är oftast en vattenbaserad polymer- eller lersuspension med olika tillsatser, men även oljebaserade vätskor förekommer (Hilliard 1997). Tillsatserna används till exempel för att anpassa vätskan efter de varierande kemiska och fysikaliska förhållanden som råder i olika borrhål. Bentonitlera tillsätts bland annat för att ge vätskan en högre viskositet och därmed lättare transportera borrkaxet till ytan och för att få vätskan att stelna under tillfälliga uppehåll i cirkulationen.

Muden renas kontinuerligt från borrkax och återanvänds (Hilliard 1997). Efter slutförd borrning kan suspensionen och det avskiljda borrkaxet samlas upp och transporteras iväg för omhändertagande. Eftersom man dessutom inte spolar upp något grundvatten betyder det att frågan om kaxvattnets omhändertagande sällan kommer upp när den här metoden används.

2.2 Rådande branschpraxis

I följande stycke presenteras olika reningsmetoder översiktligt, för en mer djupgående beskrivning se stycke 5. Reningsmetoder.

Metoderna som förespråkas för hur vattnet ska omhändertas varierar mellan olika kommuner, både när det gäller vilka reningsmetoder som krävs och vilka gränsvärden som gäller innan vattnet kan släppas ut i avloppssystemen (Exempelvis blanketterna: Roslags VA: *Hantering av borrhvatten*; Stockholm VA: *Hantering av borrhvatten*; Linköpings kommun: *Bergvärme – att tänka på vid installation*; Örebro - Tekniska Förvaltningen: *Spolvatten vid bergborrning*). Det är i sig



Fig. 2: Rigg för sänkhammarborrning med tillhörande sedimentationscontainer.

inte orimligt eftersom den lokala geologin och i viss mån även avloppssystemens utformning skiljer sig åt på olika platser. Vilken typ av recipient som dagvattnet mynnar ut i kan också variera.

I de flesta av Sveriges kommuner idag kräver avloppssystemens huvudmän, som ett första steg, att kaxvattnet pumpas ut i en sedimentationsbassäng där grova partiklar avskiljs. För mindre projekt används oftast en container på omkring 10 m³. Flera olika varianter förekommer. De kan vara helt öppna eller indelade i fack, vilket påverkar hur vattnet strömmar genom containern. Det finns också skillnader i hur kaxvattnet leds in i containern. I en del fall används en enkel slang som hängs ner, i andra bromsas vattnet först upp i olika sorters trummor eller skärmar och får falla ner i containern.

Ibland används flera seriekopplade containrar för att förlänga kaxvattnets uppehållstid i reningssystemet. Ofta förlängs kaxvattnets väg till dagvattnet även på andra sätt, såsom att det först får rinna genom ett dike eller över ett gräsområde innan det når dagvattnet.

Vid större projekt med större ekonomiska resurser kan stora dammar grävas där vattnet kan vila under längre perioder. Större containrar förekommer också i detta syfte. Därefter tillåter vissa kommuner att vattnet släpps ut i dagvatten- eller mindre vanligt även spillvattensystemet. En del förbjuder helt detta och

föreskriver istället att vattnet skall spolras ut över ett lämpligt markområde. Några tillåter endast att kaxvattnet släpps ut i avloppssystemet om en fastställd halt av suspenderat material inte överstigs. De tillåtna halterna varierar kraftigt och långt ifrån alla kommuner har fastställt några gränsvärden.

2.3 Kaxvatten och borrhax

Kaxvattnets koncentration av suspenderat material påverkas i huvudsak av följande faktorer:

- Vattenflödet upp ur borrhålet
- Bergarten som genomborras
- Borrhålets dimension
- Borrutrustningens sjunkhastighet

Detta gör att kaxvatten från olika bergarter kan se mycket olika ut, och innehålla olika halter av suspenderat material fig. 3. Förutsatt att vatten pumpas kontinuerligt upp ur borrhålet bestäms vattenflödet främst av den omkringliggande berggrundens hydrauliska konduktivitet och de vattenförande partiernas mäktig-

stor tillgång på grundvatten av hög kvalitet, medan andra kan bilda i princip helt täta marklager som inte ger vatten alls (Fredén 2009). I sedimentär berggrund finns vattnet i nätverk av porer mellan kornen som berget består av (Fetter 2001). Porstorleken beror främst på kornstorleken och avgör mängden vatten som kan transporteras under en viss tid. Andra faktorer som sorterings-, cementerings- och vittringsgrad påverkar också (Tucker 2001). Dessutom kan de vattenförande egenskaperna vara mångfaldigt större i zoner där berget är uppsprucket eller krossat (Fetter 2001).

Förutom att påverka vattenflödet influerar bergarten även borrhaxets sammansättning. Ju finare kornstorlek borrhaxet har desto fler fina partiklar i kaxvattnet efter att avskiljning skett i container. Det är dock inte säkert att en bergart som består av fina partiklar sönderdelas till primärpartiklar. Exempelvis delas en skiffer lätt längs lagerplanen (klåv) (Tucker 2001), vilket ger upphov till stora skifferflagor då bergarten krossas (Saasen et al 2013). Samtidigt slits finare partiklar bort genom nötning. Det här innebär att samma bergart kan ge upphov till ett borrhax med varierande



Fig. 3: Kaxvatten från borrhningar i arkos och siltsten (t. v.), kalksten (m) och alunskiffer (t. h.).

het (Fetter 2001). Vid vattendriven borrhning är det mängden spolvatten som används som är avgörande (Wright 2013). Där grundvattenföringen är mycket låg är det även vanligt att man under borrhning tillsätter extra vatten för att förhindra att materialet fastnar på väg upp ur hålet eller att det dammar.

Generellt är Sveriges grundvattenförekomster väl kartlagda, men flödet i varje enskilt borrhål kan ändå vara svårt att förutsäga. Kristallint berg har normalt betydligt lägre vattenföring än sedimentärt berg (Fredén 2009). Vattnet förekommer i sprickor eller vittringszoner (Fetter 2001), vilket betyder att flödet kan variera kraftigt och oförutsägbart på olika djup och även mellan närliggande borrhål beroende på om man stött på en spricka eller inte.

Hur mycket vatten som finns i sedimentära bergarter kan variera mycket. Vissa områden utgör några av Sveriges viktigaste reservoarer med mycket

kornstorleksfördelning beroende på exempelvis vilken typ av borrhkrona som används och olika borrhiggsparametrar (Hilliard 1997; Altindag 2004). Generellt sönderdelas dock löst konsoliderade bergarter i större utsträckning till primärpartiklar än hårt konsoliderade. Detsamma gäller de lösa jordlagren, även om de i regel står för en mindre andel av det totala borrhaxet.

När det gäller de kristallina bergarterna kan mängden finmaterial som produceras vid krossning relateras till bergets nötningmotstånd och sprödhet. De egenskaperna styrs i sin tur av bergets mineralogi, kornstorlek och kornform samt även av dess deformationshistoria (Lundqvist & Göransson 2001). Slutligen kan även borrhålets vattenföring inverka, där större vattenflöde in i borrhålet ger en långsammare neddrivning (Barth, pers. komm. 2014).

Borrhaxets mineralogiska sammansättning bestäms givetvis av bergarten, men det är inte självklart

hur fördelningen blir mellan den andel som kan avskiljas i en sedimentationscontainer och den andel som förs vidare ut i avloppssystemet och slutligen recipienten. Eftersom vissa mineral krossas lättare än andra kommer de i en högre grad sönderdelas till ett finkornigt sediment under borrning. Eftersom olika mineral har olika kristallform har det en viss effekt på hur de transporteras i vatten.

Även kronans sjunkhastighet och hålets diameter påverkar kaxvattnet. Snabbare sjunkhastighet eller större diameter ger mer material till samma vattenmängd upp ur hålet. Om borren penetrerar berget snabbare kommer det ge upphov till ett större tillskott av borrhax till samma vattenflöde. Resultatet blir således en högre koncentration borrhax i kaxvattnet. Vid borrning i lösa bergarter, exempelvis okonsoliderade sedimentära bergarter, kan dessutom borrhålsväggen vara instabil så att material från sidorna lossnar och bidrar till kaxvattnets slutliga koncentration av partiklar (Hilliard 1997).

2.4 Dagvattensystem i Sverige

Dagvatten i Sverige leds generellt i ledningar separerade från spillvattnet. I vissa äldre stadskärnor finns fortfarande kombinerade ledningar kvar (Lidström 2011). Rören har i regel en diameter på 0,16 – 0,8 m, där större dimensioner används där flödet antas bli större. Både spill- och dagvattenledningar dimensioneras efter förväntat flöde med ambitionen att strömhastigheter som ger upphov till en skjuvspänning på 1,5 N/m² mot rörets botten ska uppnås minst en gång om dagen under en timmes tid (Svenskt Vatten 2004). De anses då vara självrensande.

Generellt leds inte dagvattnet till reningsverk. Istället försöker man idag minska mängden nederbörd som når ledningarna genom infiltrationsdammar eller lokalt omhändertagande (LOD) – att öka andelen nederbörd som tas upp i marken (Krögerström et al 2005; Malmö stad 2008; Lidström 2011).

Idag används oftast plaströr för mindre rördimensioner (<400 mm) och betongrör för de större (Lidström 2011).

2.5 Lagstiftning och gränsvärden

Miljöbalken

I 2 kap. miljöbalken finns de så kallade allmänna hänsynsreglerna som kan appliceras på de flesta verksamheter. Enligt dessa måste var och en som bedriver en verksamhet införskaffa den kunskap som krävs, samt vidta de försiktighetsåtgärder och åtgärder som krävs för att skydda människor och miljö mot skada eller olägenhet. I § 3 föreskrivs att man vid yrkesmässig verksamhet skall använda sig av bästa möjliga teknik. I § 6 föreskrivs att för en verksamhet som tar ett mark- eller vattenområde i anspråk ska en plats väljas så att ändamålet kan uppnås med minsta möjliga intring och olägenhet för människors hälsa och miljö. I en trång stadsmiljö är det inte självklart att detta uppfylls lättare

genom att spola ut kaxvattnet över en markyta jämfört med att släppa ut det i avloppssystemet.

Enligt § 7 gäller dock kraven enbart efter en rimlighetsavvägning, där nyttan av vidtagna skyddsåtgärder vägs mot de kostnader som uppkommer för sådana åtgärder. Extra hänsyn ska också tas till verksamheter som även om de försvårar möjligheterna att uppnå miljö kvalitetsnormen på kort sikt leder till väsentlig miljöförbättring på lång sikt eller över ett stort geografiskt område.

Lag (2006:412) om allmänna vattentjänster

Användningen av det offentliga VA-anläggningen regleras bland annat av Lag (2006:412) om allmänna vattentjänster. I 5 § fastställs att de rättigheter och skyldigheter som i lagen gäller fastighetsägare även gäller för andra som ingått avtal med huvudmannen om att få använda VA-anläggningen.

Varje kommun är enligt 6 § skyldig att upprätta och underhålla ett avloppssystem ”så länge behovet kvarstår” och enligt 16 § har en fastighetsägare, eller andra som ingått avtal, rätt att använda en allmän VA-anläggning om fastigheten ”[...] behöver en vattentjänst och behovet inte kan tillgodoses bättre på annat sätt.” Enligt 21 § får dock inte en användare bruka systemet på ett sådant sätt:

1. att avloppet tillförs vätskor, ämnen eller föremål som kan inverka skadligt på ledningsnätet eller anläggningens funktion eller på annat sätt medför skada eller olägenhet,
2. att huvudmannen får svårt att uppfylla de krav som ställs på va-anläggningen och driften av den eller att i övrigt uppfylla sina skyldigheter enligt lag, annan författning eller avtal, eller
3. andra olägenheter för huvudmannen eller någon annan.”

Dessutom är fastighetsägare eller verksamhetsutövare som orsakar en skada på systemet enligt 47 § skyldig att återställa skadan eller ersätta huvudmannen.

Allmänna bestämmelser för brukande av den allmänna vatten- och avloppsanläggningen (ABVA)

I förordning (2007:701) om allmänna vattentjänster fastställs också att varje kommun får instifta ytterligare riktlinjer för hur sitt avloppssystem får användas. De här reglerna beskrivs generellt i kommunernas ABVA-dokument. Texterna är likartade och återger till stor del innehållet i Lag 2006:412. De innehåller dock några ytterligare regler varav de flesta är gemensamma för majoriteten av Sveriges kommuner, medan ett fåtal varierar på olika platser.

För att få en översikt över vilka riktlinjer och bestämmelser som gäller i Sveriges kommuner har ett antal dokument av den här typen studerats.

Bland de vanliga tilläggen hittas oftast reservationen att huvudmannen inte är skyldig att ta emot spillvatten vars beskaffenhet i ej oväsentlig mån avvii-

ker från hushållsspillvattnet, men att man i enskilda fall kan medge utsläpp av sådant vatten. Huvudmannen bestämmer i sådana fall villkoren.

På några platser har man valt att lägga in ett särskilt förbud mot utsläpp av vatten som innehåller borrhax som härrör från borrhning av energibrunnar.

De flesta kommuner har inga speciella gränsvärden på suspenderade partiklar i vatten som tillförs ledningarna. Däremot finns ofta utförliga riktvärden för pH-värde, temperatur, konduktivitet, halter av olika skadliga föroreningar och fett. Där gränsvärden på suspenderat material finns varierar de kraftigt. 51 kommuners ABVA-dokument har undersökts och sammanställts i tabell 1, på efterföljande sida.

3 Försök och fältdata

Geologiska material förekommer i stor variation. Både sedimentärt och kristallint berg kommer ha olika egenskaper även bland litologier som klassas som samma övergripande bergart. En granit är inte den andra lik, och således kommer mängden finmaterial som produceras under borrhningar, sedimentets kornstorleksfördelning och därmed också risk för igensättning av avloppsrör eller påverkan på recipient att variera.

I den här studien har vattenprover och kaxprover från fem pågående borrhningar insamlats och analyserats. Syftet har varit att fastställa sedimenthalten i kaxvattnet på olika punkter i hanteringskedjan och att bestämma partiklarnas kornstorleksfördelning. Målet har varit att, i den mån det är praktiskt möjligt, isolera enstaka litologier och karaktärisera kaxvattnet från just dem. Jag har valt ut geologiska formationer som är väl beskrivna i tidigare litteratur. På så sätt kan en referenspunkt fastställas för det kaxvattnet som till exempel



Fig. 4: Sedimentationskon som användes för uppskattning av halten suspenderat material.

en sandsten med en viss kornstorleksfördelning, mineralogi, cementtyp och packningsgrad ger upphov till.

I praktiken kommer resultaten sällan exakt passa in på kaxvattnet från ett borrhål. Borrhningsarbeten i sedimentärt berg sker i regel inte genom bara en bergart och resultatet blir därmed en blandning av borrhax från olika bergarter. Den kristallina berggrunden kan också variera, även om den i de flesta fall är mer homogen.

3.1 Metod

3.1.1 Förutsättningar och lokalval

Fem olika lokaler har valts ut baserat på förväntad geologi, se fig.1.

På de besökta projekten har kaxvattnet samlats upp i en sedimentationscontainer för att avskilja grova partiklar innan vattnet transporterats vidare. Vattenprover har samlats in före och efter containern. I vissa fall har kompletterande prover tagits, till exempel i containerns ena fack eller efter en andra container passerats.

I idealfallet skulle mätresultaten endast bero på bergart och grundvattenflöde. Tyvärr har troligen variationer i utrustning på olika borrhplatser också betydelse. Till exempel används olika kompressorer med olika tryck, olika borrhjugar och olika borrhkronor. Borraren på plats har dessutom kontroll över kronans rotationshastighet, hammarens slagfrekvens och hur mycket vikt som läggs på kronan. Under tiden en ny borrhstång kopplas på står borrhningen still medan grundvattnet fortsätter att tillföras hålet från det omgivande berget. Hur lång tid detta tar påverkar också den slutliga koncentrationen, precis som eventuella avbrott i arbetet.

3.1.2 Provtagning och analys

För varje lokal har bergets litologi tolkats baserat på kaxprover som tagits under pågående borrhning. De geologiska loggarna som konstruerades finns i appendix 1a-e. Kombinerat med litteratur har det här gjort det möjligt att fastställa lokalens stratigrafi och få ytterligare information om de bergarter som genomborrats. Tolkningarna i fält har bekräftats i laboratoriet under mikroskop. Loggningen har ibland påbörjats när borrhningen redan pågått ett tag. Det beror på att projekten tidsmässigt ibland kan vara oförutsägbara och att arbetet inte alltid kan vänta på en geologistudent.

Målsättningen med vattenproverna var att samla in minst 60 gram fast material. Eftersom sedimenthalten i kaxvattnet förväntades variera inom vida gränser förväntades vattenvolymen som krävdes variera i samma grad. Sedimenthalten uppskattades först med en sedimentationskon (fig. 4), och därefter samlades en lämplig vattenmängd in i 20 liters plastdunkar.

Provernans sedimenthalt samt sedimentens kornstorleksfördelning och mineralogi har sedan analyserats.

3.1.2.1 Koncentration av suspenderade partiklar

Allmänna bestämmelser för användande av den allmänna vatten- och avloppsanläggningen			
Kommun	Huvudman	Max susp. (mg/l)	Övrigt
Borås	Borås energi och miljö	Ej fastställt	
Göteborg	Göteborg Stad	Ej fastställt	Tillståndsplikt.
Helsingborg mfl ¹ .	NSVA	”slamhalt” 300	”Avloppsvatten innehållande kax från <i>bergvärmeborrning</i> får inte tillföras”
Kalmar	Kalmar Vatten AB	Ej fastställt	”Avloppsvatten innehållande kax från <i>bergvärmeborrning</i> får inte tillföras [...] utan huvudmannens medgivande”.
Kiruna	Kiruna kommun, Tekniska Verken	Ej fastställt	”Avloppsvatten innehållande kax från <i>bergvärmeborrning</i> får inte tillföras [...]”
Kristianstad mfl ² .	Olika för ingående kommuner	Saknad info	”av huvudmannen upprättad gränsvärdeslista”. Ej funnen.
Luleå	Luleå kommun	Ej fastställt	
Malmö mfl ³ .	VA syd	40	Föredrar att spolvattnet markinfiltreras, slamavskiljning krävs vid <i>brunnsborrningar</i>
Oskarshamn	Oskarshamns kommun, tekniska kontoret	10 ml/l ”avsättbart”	Separat dokument. ”Riktlinjer för utsläpp av avloppsvatten [...]”
Skellefteå	Skellefteå kommun, tekniska nämnden	Ej fastställt	
Stockholm	Stockholm VA	500	Separat dokument. ”Hantering av borrsvatten”
Täby mfl ⁴ .	Roslags VA	500	Separat dokument. ”Hantering av borrsvatten”
Umeå	Umeå vatten och avfall	Ej fastställt	
Värmdö	Värmdö kommun	Ej fastställt	Tillståndsplikt. ”Avloppsvatten innehållande kax från <i>bergvärmeborrning</i> får inte tillföras”
Ystad mfl ⁵ .	Olika för ingående kommuner	Ej fastställt	Separat dokument. ”Gränsvärdeslista – Riktlinjer för bedömning av utsläpp [...]”.
Örebro	Örebro kommun	”I stort sett partikelfritt”	
Östersund	Östersund kommun, teknisk förvaltning, Vatten Östersund	Ej fastställt	”Borrkax exempelvis från <i>bergvärmeborrning</i> får ej tillföras den allmänna avloppsanläggningen.”

Tabell 1: Gällande riktvärden för suspenderat material i avloppsvatten som tillförs den allmänna VA-anläggningen, som de presenteras i ABVA-dokument och liknande riktvärdeslistor i olika kommuner (Nedladdade perioden 2013-06—2013-09).

¹ Helsingborg, Landskrona, Bjuv, Båstad, Höganäs, Klippan, Svalöv, Åstorp, Ängelholm, Örkelljunga.

² Kristianstad, Bromölla, Hässleholm, Hörby, Osby, Perstorp, Östra Göinge.

³ Malmö, Lund, Eslöv, Burlöv, Vellinge, Kävlinge, Lomma, Staffanstorps, Svedala, Trelleborg.

⁴ Täby, Knivsta, Danderyd, Upplands Väsby, Vallentuna, Vaxholm, Österåker.

⁵ Ystad, Simrishamn, Sjöbo, Skurup, Tomelilla.

För att beräkna sedimenthalten uppmättes vattenprovernas volym exakt och överfördes till i förväg vägda behållare. Därefter torkades provet under cirka 48 timmar i 105 °C tills allt vatten avdunstat och materialet var helt torrt. Provet vägdes och sedimentkoncentrationen beräknades.

3.1.2.2 Kornstorleksanalys

Det torkade materialets kornstorleksfördelning analyserades genom sedimentationsanalys med hydrometer enligt metoden som utvecklades av Day (1965), modifierades av Gee & Bauder (1986) så som den beskrivs av Gee & Or (2002), med följande modifiering. Trots att några av proverna hade hög lerhalt torkades de i ugn. Materialet klumpade därmed ihop sig hårt. För att separera partiklarna användes en kombination av kemisk dispergering och ultraljud. Proverna sänktes först i 100 ml 0,05 M Na₂P₂O₇ och 200 ml avjoniserat vatten och fick stå över natt. Därefter behandlades de med ultraljud för att sönderdela alla aggregat.

Ultraljud är en vedertagen metod som studerats för detta ändamål av flera forskare, till exempel Pritchard (1974), North (1976), Schmidt et al (1999) och Chu et al (2001). Den optimala dosen är omkring 500

3.2 Resultat

En sammanfattning av analysresultaten ges i tabell 2. Kaxvattnets koncentration på olika punkter i hanteringskedjan i g/l samt provernas kornstorleksfördelning presenteras. I fig. 6, 7 och 8 presenteras data på borrkaxets kornstorleksfördelning före och efter container, samt i några fall vid andra punkter i kaxhanteringskedjan. Detaljer om provtagningen, kaxhanteringen och andra omständigheter som påverkar mätresultaten (exempelvis vattenföring och håldiameter) beskrivs för varje lokal i kommande stycken.

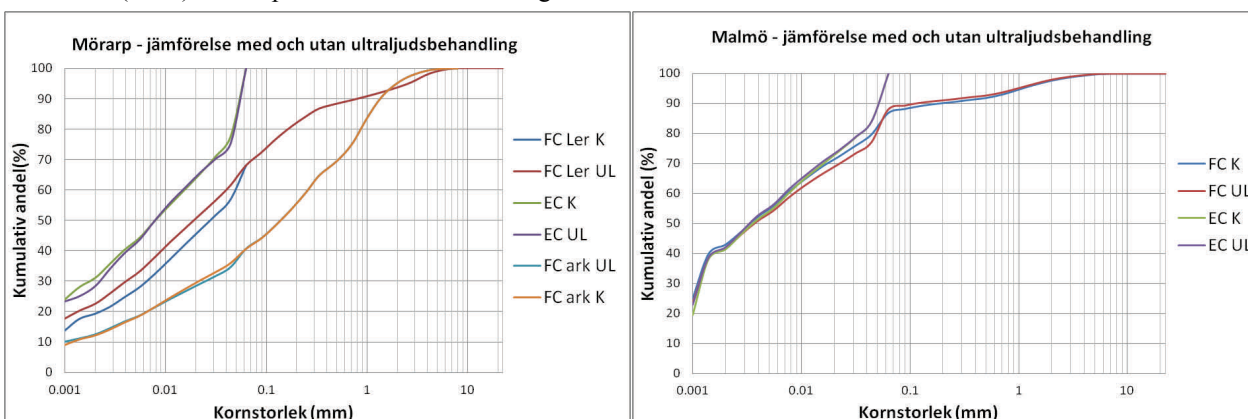


Fig. 5: Kornstorleksfördelningskurvor för prover före container (FC) och efter container (EC) från Mörap och Malmö. Jämförelse mellan prover som behandlats och som inte behandlats med ultraljud före hydrometeranalys.

J/ml enligt Gregorich et al (1988) och Schmidt et al (1999). Behandlingstiden som krävdes beräknades enligt sambandet: $E=(P*t)/V$ där E = energimängden (J/ml), P = Utrustningens effekt (W), t = Behandlingstid (s) och V = provets volym (ml) (Schmidt et al 1999). Utrustningen som användes hade en effekt på 150W och provernas volym varierade mellan 325 – 350 ml.

För att kompensera för värmeförluster ökades behandlingstiden cirka 10 % till cirka 20 minuter.

Slutligen utfördes själva hydrometeranalysen. Dubbla analyser gjordes, där det ena provet inte behandlades med ultraljud för att kontrollera dess effektivitet (Fig. 5). Resultatet av jämförelsen visade att metoden hade begränsad effekt inom kornstorleksspannet som undersöktes för alla prover utom provet före container av ler- och siltstenfragment från Mörap.

Lokal	Koncentration (g/L)		
	FC	I* C	EC
Sö. Sandby	-	-	643**
Eldsberga	326	71	118
Kristianstad	123	12	21
Mörarp	99A/107L	119	74
Malmö	75	-	110

Tabell 2: Koncentrationer av suspenderat material i prover tagna före (FC) och efter (EC) en sedimentationscontainer under pågående borrning. * Prover IC är tagna på olika punkter för de olika lokalerna. Se nedanstående stycken för närmare beskrivning. ** Det var inte aktuellt att släppa ut slammet från Södra Sandby i dagvattenledningarna.

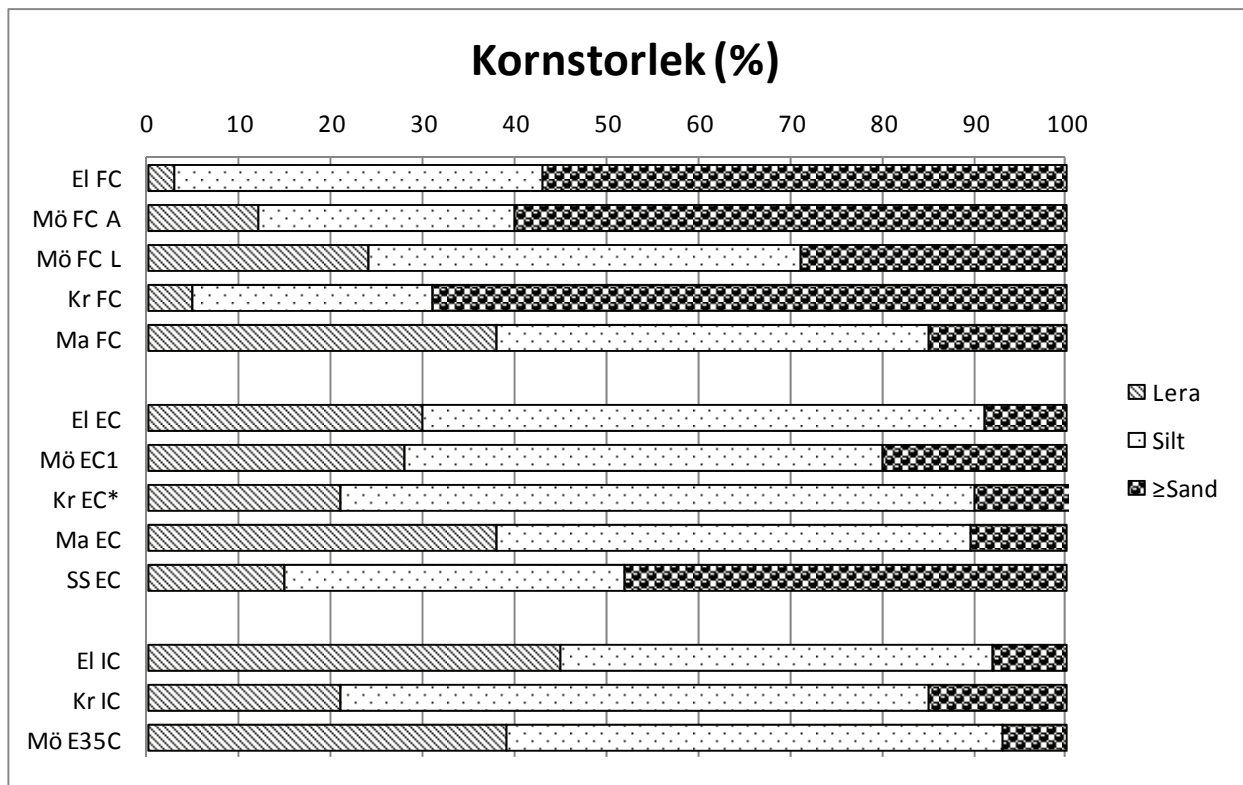


Fig. 6: Procentuella kornstorleksfördelningskurvor för prover före container (FC) och efter container (EC) från fältlokaler. Proverna IC hämtades på olika punkter för de olika lokalerna.
* Kr EC: I Kristianstad hämtades provet efter container efter att två containrar passerats.

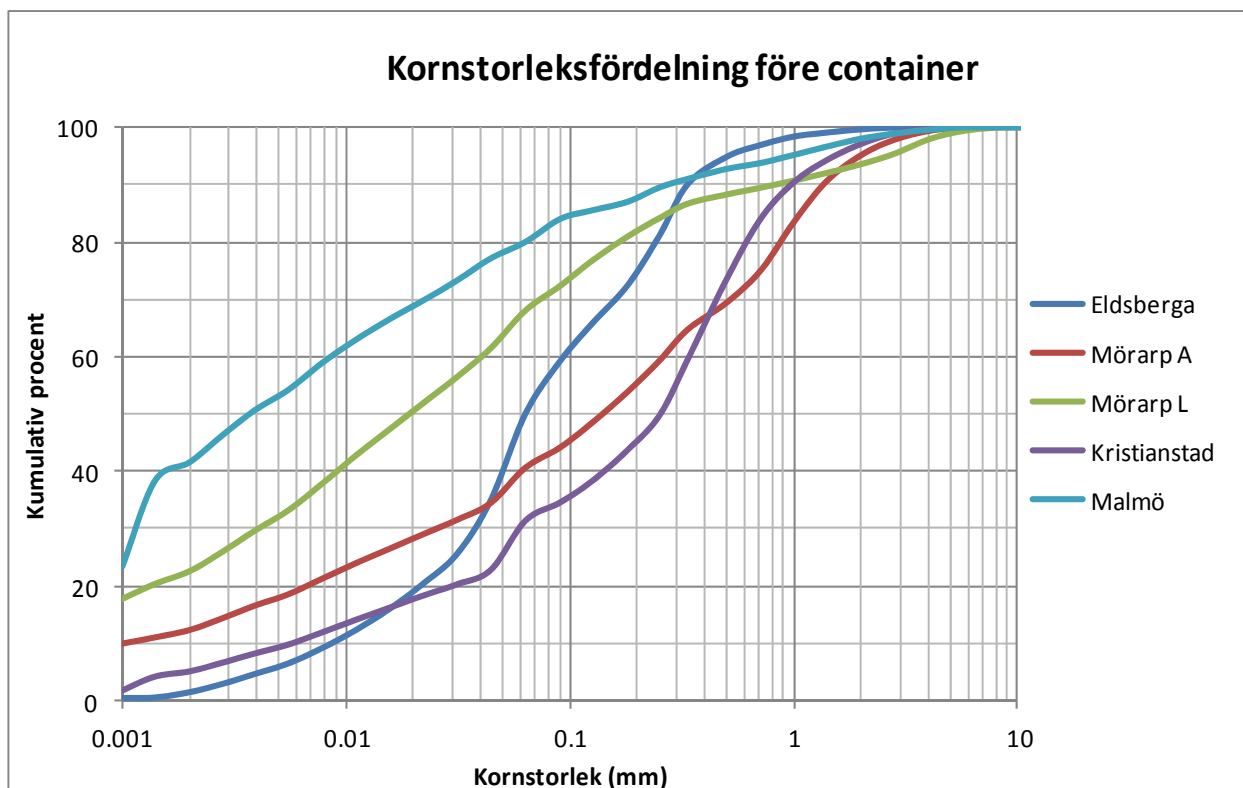


Fig. 7: Kumulativa kornstorleksfördelningskurvor för prover före container från de olika lokalerna. Proverna hämtades från borrhning i följande bergarter: Eldsberga—granit/syenit, Mörrarp A—löst konsoliderad arkos, Mörrarp L—Siltsten, Kristianstad—Löst konsoliderad sandig kalksten, Malmö—Löst konsoliderad kalcilutit (skrivkritan).

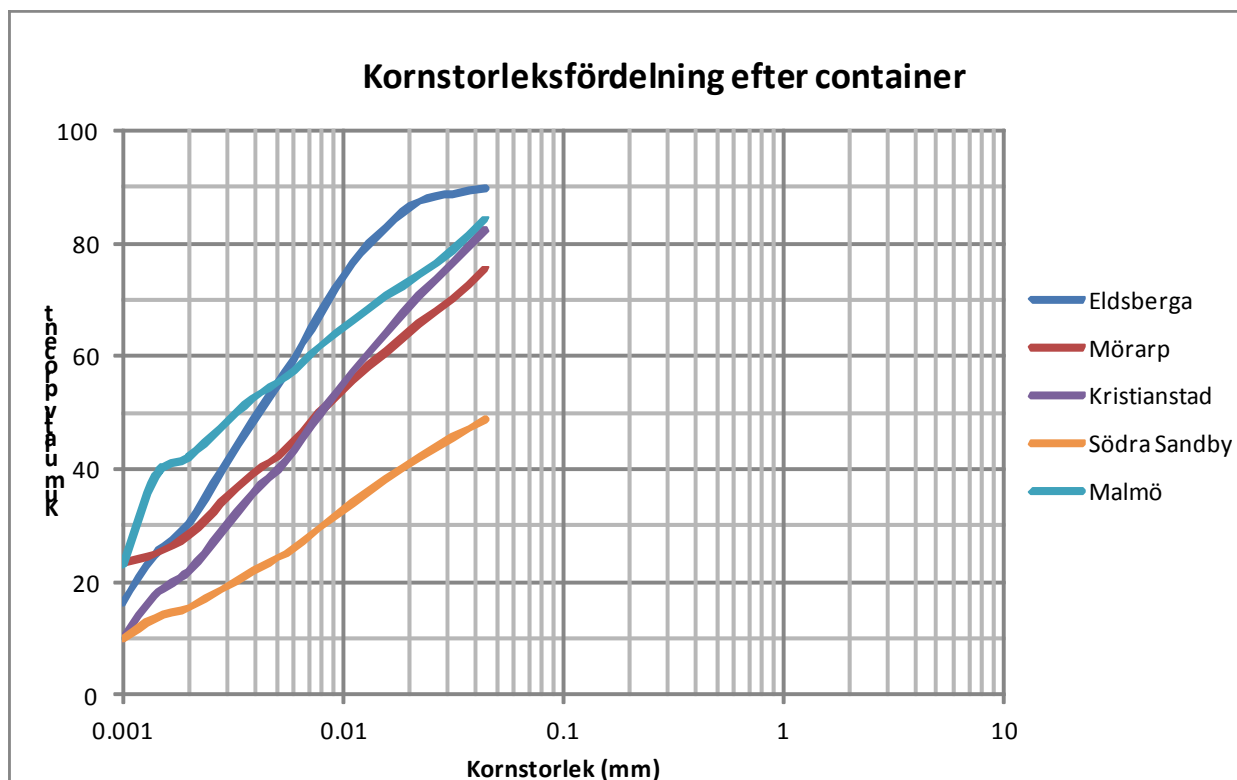


Fig. 8: Kumulativa kornstorleksfördelningskurvor för prover efter container från de olika lokalerna. Proverna utgör blandprover från de genomborrade bergarterna på varje lokal.

3.2.1 Eldsberga – Granit/syenit

Lokal	Eldsberga
Borrhålsdjup	200 m
Diameter bergborring	115 mm
Foderrör	48 m
Bergarter	Granit/syenit
Jordlager	Isälvsmaterial
Vattenföring	5 l/min + tillfört vatten
Sjunkhastighet	0,8 m/min exkl. borrstångsbyte

Tabell 3: Sammanfattande information om borrhningen i Eldsberga.

3.2.1.1 Geologiska förutsättningar

Borrkaxet under borrhningen bestod av fragment bestående av i huvudsak kvarts, plagioklas, kalifältspat, hornblände, biotit och muskovit. Enstaka korn av epidot och ett rödbrunt mineral som misstänktes vara granat indikerar att delar av den genomborrade berggrunden utsatts för metamorfos. Under borrhningen varierade halten av kvarts och kalifältspat i borrkaxet vilket tydligast syntes på kaxvattnets färg. Det skiftade mellan grått och rödbrunt. Berggrunden tolkades som bestående av granit och syenit.

3.2.1.1 Kaxhantering

Kaxhanteringen bestod av en sedimentationscontainer på cirka 8 m³ som var indelad i tre fack. Det inkom-

mande vattnet från borrhålet bromsades upp i ett traktordäck som monterats ovanpå containern. När det sista facket blev fullt pumpades vattnet ut ur containern.

3.2.2.3 Provtagning

Prover togs före container, från de översta 10 cm i det sista facket i containern samt efter containern då vattnet pumpades ut med en sänkpump placerad i containerns sista fack.

3.2.2 Södra Sandby – Skiffer och lersten

Lokal	Södra Sandby
Borrhålsdjup	250 m
Diameter bergborring	140 mm
Foderrör	39 m
Bergarter	Alunskiffer, ler- och siltsten
Jordlager	Sand, lermörän
Vattenföring	1-3 l/min +tillfört vatten
Sjunkhastighet	1 m/min

Tabell 4: Sammanfattande information om borrhningen i Södra Sandby.

3.2.2.1 Geologiska förutsättningar

Lokalen ligger mitt i Romeleåsens förkastnings- och flexurzon, strax nordväst om Romeleåsen. Regionen

delas av flera förkastningsblock som bildades till följd av rörelser i berggrunden i NV-SO riktning längs den så kallade Tornquistzonen (Erlström et al 1997). Borrplatsen ligger enligt berggrundskartan (Sivhed et al 2001) i princip på gränsen mellan två block (Se fig. 1), där ytberggrunden utgörs av Kågerödsformationen (arkosisk sandsten, lera och lersten) respektive jurassiska, ospecificerade limniska och marina avlagringar. Det här stämmer inte överens med observationerna som beskrivs nedan. Istället misstänks borrningen ha skett genom det närliggande, sydvästliga blocket där ytberggrunden består av tunna undersiluriska eller överordoviciska lager (Sivhed et al 2001).

Under tiden loggningen förbereddes genomborrades ett cirka 5 m tjockt lager. Sjunkhastigheten var långsam, borren hackade och en karaktäristisk lukt observerades. Enheten misstänks vara Dictyonemaskiffen (övre Alunskifferformationen) som enligt Sivhed et al (1999) innehåller talrika orstenar, som ger ifrån sig bland annat svavelväte när de krossas. Möjligen kan det vara vad som gav upphov till förändringen i borrhningstakt och lukten. Enheten utgör gränsen mellan ordovicium och kambrium, och ligger i så fall på cirka 150 meters djup. De ordoviciska lagren uppskattas därmed vara omkring 100-120 m mäktiga i området. Deras sammansättning beskrivs i borrhprotokoll från andra borrhål i projektet som bestående av lersten och skiffer.

Loggning skedde från 160 meters djup. Mellan 160-245 m utgjordes berggrunden av svart skiffer med enstaka fragment av mörkt grå skiffer (fig. 9). Pyrit förekommer i varierande utsträckning. Nielsen & Schovsbo (2007) uppskattar att den mellankambriska till underordoviciska alunskiffen har en maximal



Fig. 9: Kaxprov från borrhningen i Södra Sandby som innehåller svarta och enstaka mörkgrå skifferflakor, samt enstaka pyritkorn. Plastlocket har en diameter på ca 9 cm.

mäktighet på cirka 100 m i Skåne, vilket stämmer väl överens med observationerna.

På cirka 245 m djup varierar den svarta skiffen med ljusare, gråa siltstenar med lamina av grövre sandpartiklar. Vid 249 m uppträder löst konsoliderade grågröna siltstenar innan borrhningen avslutas. Enligt uppgift från borrhare på plats har sandsten påträffats på

detta djup i andra borrhål under projektet. Detta tolkas som nedre gränsen för Alunskifferformationen och att sandstenen därmed tillhör Rispebjerg-ledet och Laesåformationen (Nielsen & Schovsbo 2011).

3.2.2.2 Kaxhantering

Kaxvattnet föll ned i en öppen sedimentationscontainer på 10 m³ efter att ha bromsats upp i en cyklon där kaxvattnet och tryckluften separeras. Bergets vattenföring var så liten att containern aldrig kom i närheten av att bli full, trots att extra vatten tillsattes under borrhning. När borrhningen avslutades pumpades det ytligaste slammet ut i en grävd sedimentationsbassäng. Där infiltrerade en del vatten innan en slamsugarbil anlände för omhändertagande av kaxvattnet. Det var inte aktuellt att släppa vatten till dagvattenssystemet.

3.2.2.3 Provtagning

Ett vattenprov togs efter container. Eftersom borrhålet gav så lite vatten bestod slammet till huvuddelen av fasta partiklar. Inget vattenprov togs före container från Södra Sandby. Det berodde på att det var den första lokalen som besöktes, och att fältmetodikerna därefter omarbetades.

3.2.3 Mörarp – Löst konsoliderad sandsten (arkos), lersten/siltsten, kol, kaolin, skiffer

Lokal	Mörarp
Borrhålsdjup	210 m
Diameter bergborring	115 mm
Foderrör	18 m
Bergarter	Arkos, ler- och siltsten, kol, kaolin, skiffer
Jordlager	Postglacial sand, underlagrad av sandig morän
Vattenföring	120 l/min + tillfört vatten i början
Sjunkhastighet	0,9 m/min exkl. byte av borrhstång

Tabell 5: Sammanfattande information om borrhningen i Mörarp.

3.2.4.1 Geologiska förutsättningar

Ytberggrunden kring Mörarp utgörs av Höganäsformationen, Helsingborgsledet (Sivhed & Wikman 1986). Loggningen påbörjades då kronan stod på 100 m djup. Lagerföljden mellan 100 – 185 m djup utgjordes av arkos med varierande kornstorlek, samt av mindre partier gråa, gröna och mörkt brunröda silt- och lerstenar. Även enstaka kolfragment observerades. Eftersom sandstenen i huvudsak var sönderdelad i primärpartik-



Fig. 10: Kaxprov från borrhningen i Mörap från löst konsoliderad arkos, med fragment av grå och enstaka rödbruna siltstenar (ovan). Torkade rödbruna och gröna siltstenar (nedan). Plastlocken har en diameter på ca 9 cm.

lar bedömdes den vara löst konsoliderad (fig. 10). De gråa silt- och lerstenarna förekommer främst i sektionens övre del. Från cirka 155 m dominerar gröna och rödbruna silt- och lerstenar (fig. 10) medan arkosen förekommer i mindre omfattning. Vid 186 m sker en snabb övergång där mörkt gråa till svarta lerstenar uppträder för första gången. Efter cirka 1 m utgörs borrhkaxet helt av svart eller grå skiffer med mindre inslag av grågrön siltsten.

Sektionen mellan 100-185 m tolkas som Kågerödsformationen. Enligt Sivhed och Wikman (1986) består den av sediment som avsatts i ökenmiljö i alluvialkoner. Löst konsoliderade arkoser, samt gröna och röda silt- och lerstenar utgör de dominerande litologierna.

De underliggande mörkgråa och svarta skifferarna bedöms tillhöra de palaeozoiska skifferarna som enligt Sivhed & Wikman (1986) underlagrar Kågerödsformationen i stora delar av regionen kring Mörap.

Eftersom ytberggrunden utgörs av Helsingborgsledet är det troligt att borrhningen även gått genom de äldre leden av Höganäsformationen: Bjuvs- och Vallåkraleden. Enligt Sivhed & Wikman (1986) är de uppbyggda av sand-, silt- och lerstenar, kollager,

lösa kaolinleror och skiffer.

3.2.4.2 Kaxhantering

Kaxhanteringen utgjordes av två containrar. Den ena var indelad i två fack och hade en volym på 10 m³ medan den andra var en öppen lastväxlarcontainer med en volym på 35 m³. Kaxvattnet gick in i den mindre containerns första fack utan att bromsas. Det grövsta kaxet avsattes här. Vattnet rann in i det andra facket genom två hål, utskurna högt upp på skiljeväggen (fig. 11). När det andra facket började bli fullt pumpades vattnet med en sänkpump in i den andra containern. Allt vatten lagrades där och fick stå och sedimentera över natten. Därefter pumpades vattnet ut i ett närliggande dike och fick rinna cirka 100 m till en dagvattnbrunn.



Fig. 11: Osedimenterat kaxvatten som rinner från det första facket till det andra facket i en första container.

3.2.4.3 Provtagning

Två vattenprover togs från inloppet till den första containern i syfte att fånga upp de två dominerande litologierna, löst konsoliderad arkos samt rödbruna och gröna ler- och siltstenar. Ett prov togs efter grovavskiljning vid inloppet till den andra containern.

Ett sista prov insamlades också dagen efter då den stora containern tömdes på överskottsvatten. Under natten hade största delen av de suspenderade partiklarna sjunkit till botten och vattnet klarnat. Tömningen tog cirka 2-3 timmar. Provet insamlades i tömningsens slutfas, cirka 10 minuter innan den avslutades. Sedimentkoncentrationen ökade markant mot botten. Provresultatet får därför ses som närapå ett maxvärde på halten av partiklar i vattnet som spolades ut i diket.

3.2.3 Kristianstad – Kalkig sandsten, kalksten, glauconitsandsten

Lokal	Kristianstad
Borrhålsdjup	120 m
Diameter bergborring	165 mm
Foderrör	31 m
Bergarter	Sandig kalksten, kalksten, ler- och siltsten, sandsten
Jordlager	Glacial lera, lerig, siltig morän
Vattenföring	500 l/min
Sjunkhastighet	1,7 m/min exkl. borrstångsbyte

Tabell 6: Sammanfattande information om borrhningen i Kristianstad.

3.2.3.1 Geologiska förutsättningar

Ytberggrunden kring lokalen i Kristianstad utgörs av kretaceisk kvartshaltig kalksten till karbonatrik kvartssandsten. Loggning skedde från 31,4 m djup samtidigt som bergborringen påbörjas. De första 10 m utgörs av fragment av karbonatrik sandsten. Karbonathalten är låg men ökar nedåt. Mellan 40 – 110 m utgörs berggrunden av karbonatrik sandsten och sandig kalksten. Kalciten förekommer som cement kring kvartskorn av sandfraktion, som skalfragment av finsandfraktion samt i karbonathaltiga siltstensfragment som förekommer i mindre omfattning (fig. 11). Enstaka glaukonitkorn observerades också. Vid cirka 110 m sker en övergång till löst konsoliderad sandsten med hög glaukonithalt innan borrhningen avslutas.

Avlagringarna som bildat den sedimentära berggrunden kring Kristianstad avsattes under krita-perioden. Den typiska lagerföljden från urberget är kaolinlera, glaukonithaltig sandsten med låg halt av kalciumkarbonat samt kalciumkarbonatrik sandsten till



Fig. 11: Kaxprov från den dominerande litologin vid borrhningen i Kristianstad. Det innehåller kvartspartiklar med kalcitcement samt enstaka skalfragment och kalkhaltiga siltstenar. Plastlocket har en diameter på ca 9 cm.

sandig kalksten (Kornfält et al 1978).

3.2.3.2 Kaxhantering

Kaxhanteringen utgjordes av två seriekopplade containrar med en volym på 10 m³. Det inkommande vattnet till den första containern bromsades upp i en cyklon och föll ned i containern. På grund av det stora vattenflödet upp ur borrhålet hade det ändå hög fart. När den första containern började bli full startades en sänkpump som överförde kaxvattnet till den andra containern. Pumpen var monterad på containerns kant så att den inte sög upp redan sedimenterade partiklar.

Vattnet till den andra containern kom in via en slang som låg på containerns botten. Det medförde att vattnet hela tiden cirkulerade runt i containern. När containern började bli full pumpades vattnet ut över ett grönområde för att infiltrera och skilja bort ytterligare partiklar. Det vatten som inte infiltrerade rann till dagvattnennätet.

3.2.3.3 Provtagning

Prover inhämtades under cyklonen, från de översta 10 cm i den första containern samt från det vatten som pumpades ut ur den andra containern.

3.2.4 Malmö – Kretaceisk/paleogen kalksten

Lokal	Malmö
Borrhålsdjup	200 m
Diameter bergborring	140 mm
Foderrör	12 m
Bergarter	Kalksten, flinta, skrivkrita, enstaka lerlager
Jordlager	Moränlera eller lerig morän
Vattenföring	200 l/min
Sjunkhastighet	2,0 m/min exkl. borrstångsbyte

Tabell 7: Sammanfattande information om borrhningen i Malmö

3.2.4.1 Geologiska förutsättningar

Ytberggrunden vid lokalen i Malmö utgörs av paleogen kalksten, Höllvikenformationen, Limhamnsledet (Sivhed & Erlström 1998). Loggning skedde från 12 m djup, från början av borrhningen i berg. Loggningen visade att de första 12 - 30 m bestod av fossilfattig, hård, grå kalksten (fig. 12). Fragmenten hade en storlek från grovsand – mellangrus. Mellan 30 – 60 m bestod berget av liknande grå, hård kalksten, men det uppfångade kaxet hade betydligt mindre fragment, mellansand – grovsand, samt innehöll rikligt med bryozoer. Från 60 m ändrar kaxvattnet färg från grått till vitt. Mycket färre fragment kunde fångas upp vilket indikerar att huvuddelen av borkkaxet bestod av finsand eller mindre som passerade genom kaxhåvens maskor. Det uppfångade kaxet bestod av mjuk, smetig

eller smulig kalksten som lätt kunde sönderdelas med fingrarna, mycket rikligt med ljusgrå och mörkgrå till brun flinta i vissa horisonter (fig. 12), enstaka grå, karbonathaltiga siltstenar, samt en del grå, hård kalksten som bedömdes härröra från partier längre upp i borrhålet. Djupare ner återkom en hård, grå kalksten men den mjuka, vita kalkstenen försvann aldrig.

Enligt Sivhed et al (1999) består Köpenhamnsledet av finkornig, bioturberad kalksten. Limhamnsledet består av grå, bryozorik kalksten och underlagras av Krusebergsledet, vars översta del utgörs av fin kalcilutit (skrivkrita). Trots att kartan visar att Limhamnsledet bildar ytberggrund på lokalen innehåller den tolkade stratigrafin alla tre leden. Det här beror främst på den totala avsaknaden av bryozoaer i borrhaxet från 12-30 m, samt den tydliga förändringen i fragmentens storlek vid övergången.



Fig. 12: Kaxprov från den borrhningen i Malmö. Ovan: Hård, grå, finkornig kalksten (från cirka 20 m). Tolkad stratigrafi: Höllvikenformationen, Köpenhamnsledet. Nedan: Mjuk, smulig kalksten i små fragment med rikligt med flinta (från cirka 80 m). Tolka stratigrafi: Höllvikenformationen, Krusebergsledet. Plastlocket har en diameter på ca 9 cm.

3.2.4.2 Kaxhantering

För att rena kaxvattnet använde man sig av en mindre, 10 m³, öppen container utan fack där det grövsta materialet avsattes. Kaxvattnet bromsades först upp i en cyklon. Från den mindre containern pumpades vattnet med en sänkpump, vidare till en av två större containrar, på cirka 35 m³. Sänkpumpen var fixerad så den bara pumpade från vattnets översta skikt. Vattnet tillfördes den andra containern via en slang som var fäst på containerns kant. Den större containern var dessutom indelad i två fack. Det första facket fylldes till bredden innan vattnet rann över kanten ner i det andra facket.

Den andra stora containern var avsedd för att användas medan vattnet i den första stora containern fick sedimentera över natt.

3.2.4.3 Provtagning

Ett prov insamlades under cyklonen i den första containern från vad som bedömdes vara Krusebergsledets övre del. Ett andra prov insamlades efter den första containern vid inloppet till den andra vid cirka 155 m djup.

4 Riskanalys

4.1 Igenslamning av avloppssystemen

Avsättning av partiklar i ledningarna är en av de huvudsakliga riskerna som identifierats med utsläpp av kaxvatten till dagvattennätet. I följande stycken presenteras grundläggande flödesmekanik och sedimentationsteori, samt beräknade värden för strömhastigheter i ledningarna och för transport av partiklar. Eftersom kohesiva partiklar och icke-kohesiva partiklar beter sig olika under transport behandlas de i separata stycken.

4.1.1 Icke kohesiva sediment

4.1.1.1 Fysikaliska krafter bakom sedimenttransport

En partikel som vilar på botten av ett vätskeflöde påverkas av flera krafter. För icke-kohesiva sediment, generellt partiklar med en kornstorlek större än mellansilt (>0,02 mm) är de viktigaste faktorerna som påverkar krafternas storlek kornstorlek och strömhastighet (Allen 1997). Högre strömhastighet ger mer kraft för att föra partikeln framåt. Ju större kornet är desto kraftigare verkar gravitationskraften som håller partikeln kvar.

Gravitationskraften och friktionskrafter mot kringliggande partiklar drar kornen neråt och håller dem kvar. De motverkas till viss del av partikelns flytförmåga. De krafter som drar partiklarna framåt och uppåt kan delas in i två komponenter. När en fluid stöter på ett hinder och ändrar bana kommer både fluiden och hindret påverkas av lika stora och motriktade krafter enligt Newtons tredje lag. I en fluid kan kraften

mätas som tryckförändringar i volymen kring hindret.

Flödet är komplext och ett stort antal försök att beskriva och beräkna den här typen av problem har gjorts genom historien (Finnemore & Franzini 1997). För vatten som strömmar kring en partikel som vilar på en yta blir resultatet att en tryckgradient mellan partikelns övre och undre del genereras och att en lyftkraft verkar på partikeln. På grund av flödesseparation och turbulens dras även partikeln framåt (Allen 1997). Dragkraftens andra komponent blir den dominerande så fort partikeln inte längre befinner sig på bottenytan. Den uppkommer när fluiden rör sig över partikelns yta. Fluiden bromsas på grund av viskös friktion och därmed dras partikeln framåt längs strömmens riktning (Finnemore & Franzini 1997).

Om strömhastigheten längs en strömlinje i vätskan är känd kan trycket vid olika punkter på en partikel nedsänkt i en icke kompressibel, ideal vätska beräknas med hjälp av *Bernoullis ekvation* (Finnemore & Franzini 1997):

$$\frac{p}{\gamma} + z + \frac{V^2}{2g} = \text{Konstant, om systemets potentiella energi är oförändrad}$$

Där:

p = Tryck (Pa)

γ = Specifik vikt (N/m^3)

z = Höjd över en referenspunkt (m)

V = Flödes hastighet (m/s)

g = Tyngdacceleration (m/s^2)

4.1.1.2 Strömningsförhållanden

Vatten strömmar i ett laminärt eller i ett turbulent flöde. I ett laminärt flöde sker nästan inga vertikala rörelser i vattenvolymen. Varje strömlinje glider ovanpå en annan i parallella, horisontella banor. Till följd av friktion minskar strömhastigheten med minskande avstånd från botten. I teorin står vattnet helt stilla i ett mycket tunt lager precis ovanför botten.

I ett turbulent flöde rör sig vattnet oregelbundet och blandas i våldsamma virvlar. Virvlarna kan sträcka sig ända ner till bottenytan och skapar då en tillfällig ökning av strömhastigheten där. Därmed kan partiklar lyftas upp i strömmen. På grund av det här är turbulenta flöden mycket effektivare både på att erodera och transportera partiklar i suspension (Allen 1997).

Vilken regim som dominerar beror på flödesdjup och bredd, strömhastighet, bottenförhållanden och vattnets viskositet och kan förutsägas genom att beräkna *Reynolds tal*.

$$Re = \frac{\rho u D}{\mu}$$

Där:

ρ : Vätskans densitet (kg/m^3)

μ : Vätskans dynamiska viskositet (Pa s)

D : Flödets hydrauliska diameter (m)

u = Medelhastighet för flödet (m/s)

Talet är ett mått på flödets turbulens, vilket egentligen innebär förhållandet mellan de tröghetskrafter och viskösa krafter som kontrollerar hur flödet rör sig (Finnemore & Franzini 1997). I Reynolds tal relateras därför vätskans densitet och strömhastighet med dess viskositet. Vid vilket Reynolds tal övergången mellan laminärt och turbulent flöde sker påverkas av flödets kanter och hur botten ser ut. Är de ojämna gynnas turbulens. För flöde genom ett cylindriskt rör sker övergången någonstans mellan 2000 – 4000 (Finnemore & Franzini 1997; Fetter 2001).

Generellt råder laminärt flöde bara när strömhastigheten är mycket låg. Innehåller vattnet så höga halter av suspenderat material att viskositeten påverkas kommer det kräva högre strömhastigheter för att uppnå turbulent flöde. Det är svårt att uppge en exakt koncentration då viskositeten påverkas eftersom det även styrs av hur partiklarna interagerar med varandra, men för värden under omkring 10 000 mg/l (1 % av vikt) är effekten av suspenderat material på vätskans viskositet i de allra flesta fall försumbar (Allen 1997; Mueller et al 2010). Raudkivi (1990) anger 50 000 mg/l innan viskositeten blir märkbart påverkad, medan Liu (2003) anger 10 % av volym.

4.1.1.3 Transport av sediment

En partikel på botten lyfts och sätts i rörelse om lyftkraften är stark nog att övervinna de motverkande krafterna. Om partiklarna är kohesiva måste även den sammanhängande kraften övervinnas (se nedan).

I princip kan sediment transporteras med en vätska på tre sätt. Det första kallas bottentransport och innebär helt enkelt att partiklar rullar eller glider längs bottenytan.

Partiklar kan även transporteras i suspension, vilket innebär att de befinner sig fritt i vätskevolymen. Partikeln hålls i suspension så länge den sammanlagda uppåtriktade rörelsen är större än den nedåtriktade rörelsen som kommer ur gravitationskraften. Den uppåtriktade kraften alstras genom friktion mot ett turbulent flöde eller vätskans konvektion samt genom kollisioner med andra partiklar. Den nedåtriktade hastigheten beror till följd av tyngdaccelerationen på partikens kornform, kornstorlek och densitet, men även på vätskans viskositet. Med hjälp av *Stokes lag* kan den nedåtriktade hastigheten för en sfärisk partikel beräknas.

$$v = \frac{\Delta \rho g D^2}{18 \mu}$$

Där:

v = Sedimentationshastighet (m/s)

$\Delta\rho$ = Skillnad i densitet mellan partikel och vätska (kg/m^3)

D = Sfärens diameter (m)

g = Tyngdacceleration (m/s^2)

μ = Dynamisk viskositet ($\text{Pa}\cdot\text{s}$)

Stokes lag är dock endast giltigt upp till en viss kornstorlek (Raudkivi 1990). Le Roux (2005) presenterade empiriska samband som kan användas för att beräkna sedimentationshastighet för samtliga partiklar.

För mindre partiklar spelar även brownisk rörelse en stor roll (Raudkivi 1990). Brownsk rörelse sker på atomnivå, där enskilda vattenmolekyler hela tiden rör sig slumpmässigt. När molekylerna kolliderar med fasta partiklar kommer den här slumpmässiga rörelsen i viss utsträckning överförs till partiklarna (Li et al 2008).

Det tredje transportsättet kallas saltation och uppkommer eftersom den ovan nämnda lyftkraften som lyfter partiklar från botten är betydligt mindre effektiv när en partikel förflyttats upp i vätskevolymer. Det beror på att flödet kring partikeln förändras när vattnet kan strömma på alla sidor och därmed förändras även riktningen på den resulterande kraften. Lyftkraften blir momentant tillräckligt stor för att lyfta partiklar från botten men strömmen är inte tillräckligt

stark för att hålla dem i suspension. Kornen plockas upp i strömmen och förs med en kort sträcka innan de faller till botten igen. Resultatet blir att de hoppar fram. Vid nedslaget kan de slå loss nya korn som förs med flödet och processen bidrar därmed i stor utsträckning till bottentransporten. Fenomenet inträffar antingen när strömhastigheten är så hög att kornen precis börjar lyftas upp eller vid tillfälliga variationer i strömhastighet på grund av turbulens (Allen 1997).

3.1.1.4 Att beräkna strömhastigheter för erosion, transport och deposition

En stor partikel kräver större kraft för att föras fram av vatten än en liten. Det beror helt enkelt på att gravitationskraften som håller den på plats är större. Att transportera en partikel i suspension kräver större kraft än bottentransport. Att förutspå vid vilka strömhastigheter partiklar av olika storlek förflyttas av strömmen av vatten och när de tas upp i suspension är dock allt annat en enkelt. De grundläggande principerna illustreras effektivt av det ofta citerade Hjulström-diagrammet (fig. 13). I diagrammet ställs kornstorlek mot flödes hastighet och områden där deposition, transport i suspension och längs bädden samt erosion sker är utmärkt. Diagrammet visar också att det finns en gräns för hur stora partiklar som generellt kan transporteras i suspension. Det visar dessutom att partiklar av lerstorlek inte avsätts i strömmande vatten. Sedi-

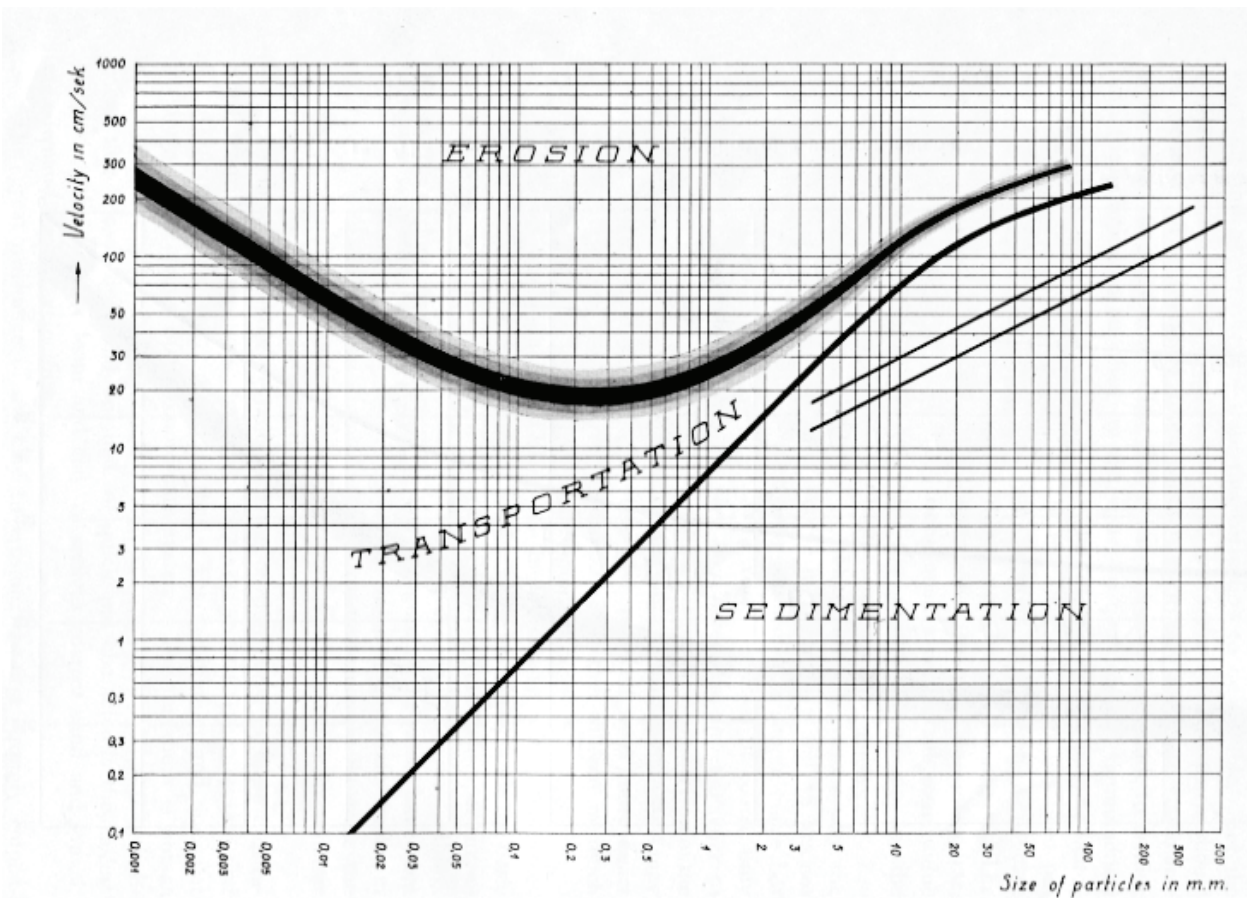


Fig. 13: Det ursprungliga Hjulström-diagrammet där de medelströmhastigheter som krävs för erosion, transport och deposition av partiklar av olika storlek presenteras (Hjulström 1935).

mentation av så små partiklar kräver helt stillastående vatten. Slutligen illustrerar det att det fordras mycket högre strömhastighet för att erodera avsatta lerpartiklar, jämfört med vad som krävs för att transportera och hålla dem i suspension. Detta gäller i synnerhet efter kompression. Det här beror på att partiklarna är kohe-siva, vilket diskuteras mer utförligt i nedanstående stycke.

Diagrammet ger avsiktligt en väldigt förenk-lad bild av verkligheten. Syftet var att sammanställa och illustrera en mängd försöksdata (Hjulström 1935). Strömhastigheterna som anges i diagrammet är bara tillämpliga under de förutsättningar som gällde under försöken.

Om strömhastigheter för erosion, transport och deposition ska beräknas för specifika förhållanden, såsom till exempel för dagvattenledningar måste fler faktorer än kornstorlek och strömhastighet tas med i beräkningen. Framför komplikerar turbulens sambanden betydligt genom att strömhastigheten varierar på olika punkter i flödet vid samma medelhastighet. Vat-tendjup, vätskans densitet och viskositet, partiklarnas kornform, densitet och packningsgrad spelar också in. Friktion mellan vätskan och botten gör att ett gränslager bildas där flödet blir långsammare mot botten (Finnemore & Franzini 1997). Beroende på hur stora partiklarna är och vilken form de har kan de sticka upp olika långt upp i flödet. Det påverkar dels hur stor kraft som överförs från flödet till partikeln och dels påverkar det bottenytans råhet. Råheten innebär för-

enklat hur slät botten är. En ökad råhet förändrar flö-dets turbulens och även tjockleken på gränslagret (Raudkivi 1997 och Le Roux 2005). Slutligen påverkar mängden sediment som redan transporteras av strömmen. Genom kollisioner kan nya partiklar slås loss och dras med i strömmen. Förståelsen för hur tur-bulens påverkar flödet och transport av sediment är än idag inte fullständig och frågan om att exakt förutspå transport, erosion och deposition av sediment i ström-mande vatten olöst (Le Roux 2005, Krishnappan 2007 och Chan-Braun 2012).

Av det skälet har beräkningar historiskt och än idag utförts med hjälp av empiriskt framtagna dia-gram. Även numerisk analys och samband som förut-spår sannolikheten att en partikel börjar röra sig an-vänds (Raudkivi 1997). Kanske det mest använda och välkända exemplet på ett empiriskt diagram är *Shields diagram*. I princip ställs kraften som alstras av ett flö-de mot korn av en viss storlek på ena axeln (Shields kritiska skjuvspänning) mot ett mått på gränslagrets turbulens på den andra. Genom praktiska experiment ritades sedan en kurva ut (fig. 14). Shields kritiska skjuvspänning har som koncept kritiserats eftersom senare experimentella mätningar visat på en relativt stor spridning på resultaten (Chan-Braun 2012). Det här beror till exempel på att samtliga partiklar antas vara sfäriska och av samma storlek. Även Shields ex-perimentella metoder har kritiserats (Buffington 1999). Trots detta ligger konceptet till grund för ett flertal senare verk (t ex Vanoni 1967 och Yalin 1972) och

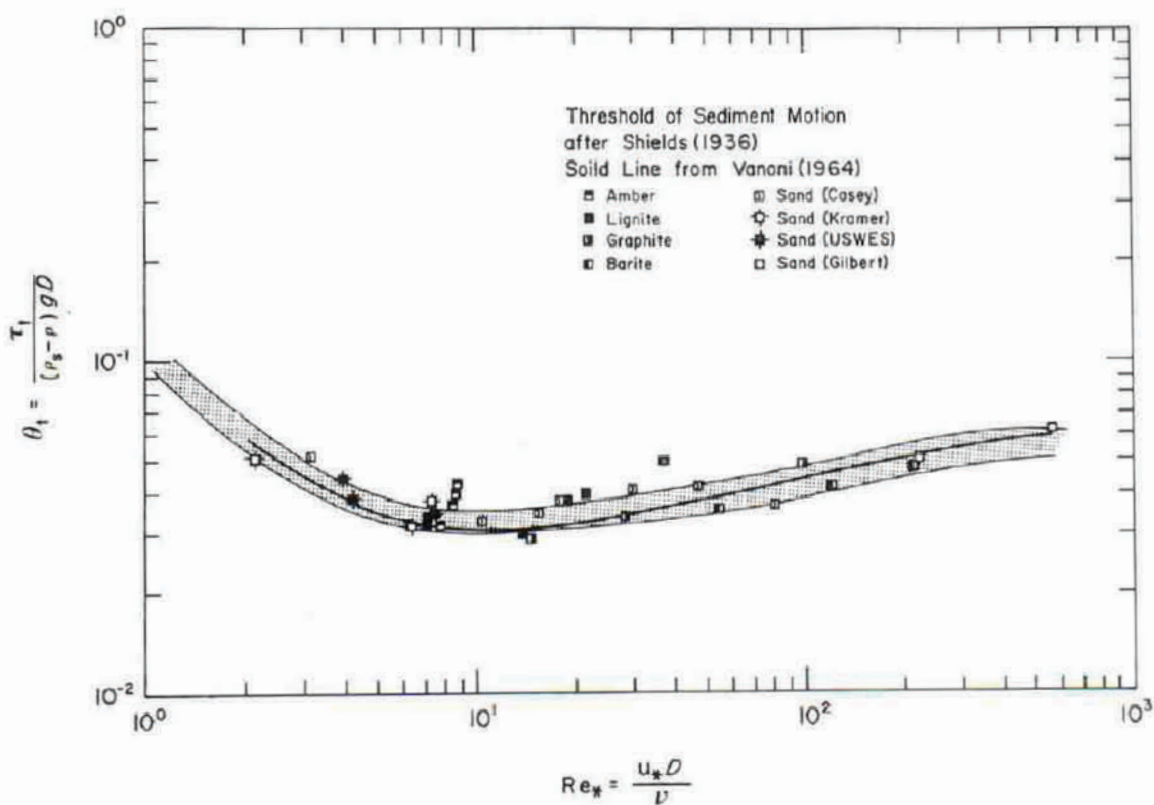


Fig. 14: En omarbetad version av Shields kurva. Shields kritiska skjuvspänning ställs mot gränslagrets Reynoldstal. Nya data har lagts till av Vanoni (1964). Hämtad från Miller (1977).

	2 l/s		5 l/s		10 l/s		20 l/s		Lutning (%)	Maxflöde (l/s)
Ø (mm)	v (m/s)	τ (N/m ²)	v (m/s)	τ (N/m ²)	v (m/s)	τ (N/m ²)	v (m/s)	τ (N/m ²)		
160	0,42	1,30	0,56	1,86	0,68	2,31	x	x	5	14
200	0,36	1,11	0,51	1,71	0,63	2,21	0,77	2,68	4,5	24
300	0,26	0,56	0,40	1,11	0,52	1,55	0,64	2,06	3,0	58
400	0,19	0,38	0,33	0,91	0,44	1,29	0,54	1,72	2,5	110
500	0,14	0,16	0,26	0,56	0,34	0,91	0,50	1,39	2,0	180
600	0,088	0,059	0,18	0,34	0,28	0,61	0,42	1,06	1,5	250
800	0,042	0,026	0,13	0,10	0,17	0,26	0,31	0,64	1,0	425

Tabell 9: Beräknade värden för den medelströmshastighet och medelskjuvspänning som alstras i rör av olika dimension vid olika flöden. Maxflöden utlästes ur ett Colebrook-diagram och lutningarna antogs vara de som rekommenderas i Svenskt Vatten (2004).

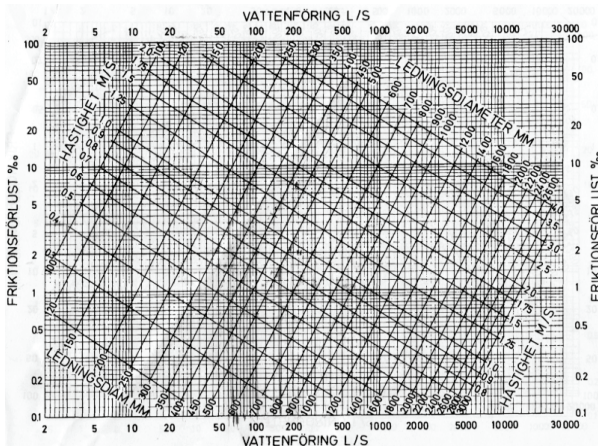


Fig. 16: Colebrook-diagram för ledningar med en råhet på 1 mm. Det maximala flödet i icke-trycksatta ledningar kan utläsas för rör med olika diameter och lutning (Svenskt Vatten 2004).

(2011).

Strömshastigheten och rörens fyllnadsgrad kan beräknas om både det maximala och det momentana flödet är känt med hjälp av Brettings formel (Lidström 2011). De momentana flödena antogs vara 2, 5, 10 och 20 l/s. Det här antas vara typiska flöden som förekommer upp ur borrhål och då kaxvattnet pumpas ut ur en container, även om både större och mindre flöden kan förekomma. Ledningarnas maximala kapacitet avlästes grafiskt ur ett Colebrook-diagram, avsett för rör med en råhet på 1 mm (fig 16) (Svenskt Vatten 2004). Rörens lutningar antogs vara de som rekommenderas i Svenskt Vatten (2004). Värden för fyllnadsgrad och strömshastighet avlästes ur en grafisk representation av Brettings formel (fig 17) (Lidström 2011).

Skjuvspänningen som genereras mot rørets bottenyta vid de beräknade strömshastigheterna och fyllnadsgraderna beräknades enligt sambandet $\tau_{med} = \rho g R S$ (Svenskt Vatten 2004).

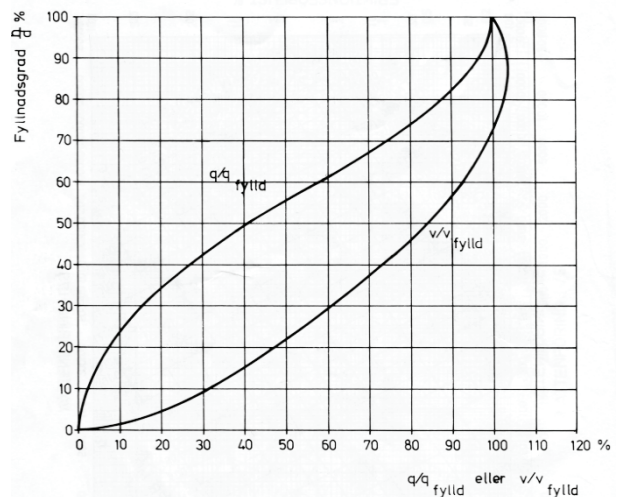


Fig. 17: Grafisk representation av Brettings formel. Kvoten mellan det momentana flödet/maximala flödet relateras till den momentana strömshastigheten/maximala strömshastigheten (Svenskt Vatten 2004).

Där:

τ_{med} = Medelskjuvspänning (N/m²)

ρ = Densitet vätska (kg/m³)

g = Tyngacceleration (m/s²)

R = Hydraulisk radie (Flödesstyrd)

S = Ledningens lutning

3.1.1.5 Beräknade värden – Transport i suspension utan deposition

Tillvägagångssätt:

Transport av suspenderat material genom rörledningar kan klassificeras efter hur den totala mängden partiklar fördelar sig över den flödande vattenvolymen och mellan botten och vätskan. Hur transporten sker beror på

partiklarnas sedimentationshastighet (storlek, form och densitet) och flödes hastigheten. Även flödets Reynolds tal har betydelse. Om flödes hastigheten ökar eller minskar kan samma partiklar gå från ett transportsätt till ett annat.

Vid *homogen* suspension är samtliga partiklar suspenderade och är jämt fördelade över hela vattenvolymen. Vid *heterogen* suspension är alla partiklar suspenderade men fördelningen är ojämn. De grövsta partiklarna dras mot ledningens botten av gravitationen och koncentreras i flödets nedre delar. Vid *rörlig bädd* har några partiklar avsatts och bildar ett bottensediment medan resten är i suspension. Sedimentet befinner sig i rörelse. Vid *stationär bädd* avsätts partiklar på botten och förblir stillastående (Raudkivi 1990, Liu 2004).

För att avgöra om suspensionen befinner sig i homogen eller heterogen transport vid olika ström hastigheter och för olika kornstorlekar användes följande formel:

$$\log \frac{C_T}{C_A} = \frac{-1,8V_S}{\kappa U_*}$$

Där:

C_T = Andel av vikt, mätt vid ledningens mitt

C_A = Andel partiklar av vikt, mätt vid 0,92D från ledningens botten

V_S = Partiklarnas sedimentationshastighet (m/s)

κ = von Karmans konstant (0,4)

U_* = Skjuvhastighet (m/s)

(Liu 2004)

Om:

$\frac{C_T}{C_A} > 0,8$ Transport av partiklar i homogen suspension

$0,1 < \frac{C_T}{C_A} < 0,8$ Övergångsfas

$\frac{C_T}{C_A} < 0,1$ Transport of partiklar i heterogen suspension

U_* beräknades genom sambandet $U_* = V \cdot (f/8)^{0,5}$ (Liu 2004), där V = flödes hastighet och f = Darcy-Weisbach friktionsfaktor. Den sistnämnda avlästes grafiskt ur ett Moody-diagram (fig. 18) efter att Reynolds tal beräknats för olika flöden i rör med olika dimension (tabell 10). I tabell 11 och tabell 12 på nästa sida redovisas resultaten av beräkningarna som utförts enligt ekvationen ovan för partiklar med en storlek på 0,063 mm respektive 0,02 mm. Det är inte troligt att deposition kan förhindras i de större rören för partiklar större än 0,063 mm. Däremot kommer partiklarna fortsätta att röra sig längs botten.

Partiklarnas sedimentationshastigheter beräknades med hjälp av empiriskt framtagna ekvationer från

Le Roux (2005), som är giltiga över större kornstorleks spann än Stokes lag.

Antaganden:

Samma antaganden gällande omgivningens egenskaper som i föregående beräkningar användes även här.

Turbulens krävs för att hålla alla utom de allra finaste partiklarna i suspension. Därmed förutsätts att ett Reynolds tal på minst 3 000-4 000 krävs för att suspension ska vara möjligt, oavsett C_T/C_A -värde.

Koncentrationen av suspenderade partiklar antas vara 20 000 mg/l i ovanstående beräkningar. Det motsvarar 2 % av vikt och 0,75 % av volym. Upp till en halt på 10 % av volym suspenderade partiklar är vätskans densitet och viskositet så lite påverkade att det inte har betydelse för ovanstående beräkningar (Liu 2004).

Beräknade värden

Beräkningar visar att icke kohesiva partiklar med storlek på 0,02 mm och mindre utan problem kommer transporteras i homogen suspension vid flöden större än 10 l/s i samtliga rördiametrar och i alla utom 800 mm vid flöden större än 5 l/s. Partiklar med en storlek

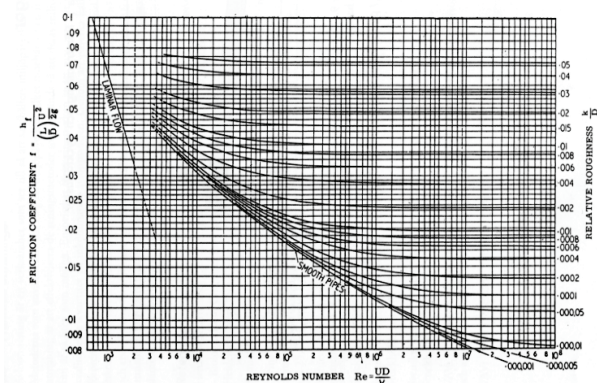


Fig. 18: Moody-diagram där Darcy-Weisbachs friktionskoefficient kan utläsas för rör med olika relativ råhet vid olika grad av turbulens (Lidström 2011).

Ø (mm)	Reynolds tal vid flöde			
	2 l/s	5 l/s	10 l/s	20 l/s
160	33 976	64 490	98 429	Maxkap.
200	27 651	60 569	96 946	143 249
300	15 300	46 449	83 270	136 851
400	9 157	37 788	70 242	116 564
500	3 463	22 548	48 167	107 140
600	1 077	12 612	36 090	91 946
800	344	4 098	13 466	62 242

Tabell 10: Beräknade Reynolds tal för olika flöden i betongledning av olika dimension. Beräknades enligt tidigare angiven formel.

Gäller för kornstorlek 0,02 mm				
	C_T/C_A – värden vid olika flöden			
Ø (mm)	2 l/s	5 l/s	10 l/s	20 l/s
160	0,91	0,93	0,94	Maxkap.
200	0,89	0,92	0,93	0,94
300	0,86	0,89	0,91	0,93
400	0,82	0,88	0,90	0,91
500	Laminärt flöde	0,85	0,87	0,91
600	Laminärt flöde	0,80	0,85	0,89
800	Laminärt flöde	Laminärt flöde	0,79	0,85

Gäller för kornstorlek 0,063 mm				
	C_T/C_A – värden vid olika flöden			
Ø (mm)	2 l/s	5 l/s	10 l/s	20 l/s
160	0,38	0,48	0,53	Maxkap.
200	0,32	0,43	0,50	0,56
300	0,22	0,33	0,41	0,48
400	0,14	0,28	0,35	0,41
500	Laminärt flöde	0,20	0,26	0,38
600	Laminärt flöde	0,11	0,20	0,31
800	Laminärt flöde	Laminärt flöde	0,095	0,21

Tabell 11 och 12: Beräknade C_T/C_A -värden enligt metoden som beskrivs i texten. Värdena gäller för 0,02 mm respektive 0,063 mm stora korn som transporteras genom betongledningar av olika dimension vid olika flöden. Kornen antas ha en densitet på 2650 kg/m³.

på 0,063 mm kommer att transporteras i övergången mellan homogen suspension och heterogen suspension vid samma flöden. Det här innebär att ingen deposition och uppbyggnad av sediment på ledningens botten sker. Deposition sker först vid övergången mellan transport i heterogen suspension och transport med rörlig bädd (Liu 2004).

4.1.2 Kohesiva sediment

Kohesiva sediment skiljer sig från de icke kohesiva genom att deras massa inte längre är av avgörande betydelse för hur stor kraft som krävs för att transportera och erodera dem. Med minskande kornstorlek kommer partiklars yta att öka i förhållande till deras massa. Det här gör att olika intermolekylära krafter får en ökande betydelse för att till slut helt dominera deras interaktion med vatten och varandra.

Den primära faktorn som avgör om ett sediment är kohesivt eller inte är kornstorlek, men även packningsgrad, mineralogi och halt av organiskt material spelar stor roll (Gabrowski et al 2011; Krishnappan 2007) och gör att det är svårt att dra en gräns mellan

kohesiva och icke-kohesiva sediment. Vetenskapen är än idag inte enig och aktiv forskning pågår inom fältet.

De sediment som klassas som kohesiva består till stor del av ler- och siltpartiklar. Naturliga kohesiva sediment består till största delen av lermineral. Därmed har just den mineralgruppen fått störst uppmärksamhet när kohesion och flockning beskrivits inom geovetenskapen. Flera forskare tillskriver dem huvudansvaret för kohesion (Ikari & Kopf 2011; Te Slaa et al 2013) samt för kohesion och flockning (t ex Weaver 1989; Raudkivi 1990; Berlamont et al 1992) hos naturliga sediment.

Andra forskare fokuserar istället enbart på kornstorlek som det som primärt kontrollerar de båda fenomenen (t ex Krishnappan 2007; Ternat et al 2008; Jain & Kothiyari 2009). Gabrowski et al (2011) skriver att mineralogin har betydelse och diskuterar kohesion och flockning med lermineral som exempel men för sedan en diskussion centrerad kring kornstorlek. Samma principer som diskuteras i ovanstående verk återkommer i texter om kolloidkemi (t ex Hughes 2001; Tadros 2012; Gregory 2013). Kolloider definieras som partiklar med en storlek på 0,001 – 1 µm suspenderade

i en vätska (Hughes 2001). Kohesionskraft och flockning är komplicerade fenomen som påverkas av många faktorer. Även om en stor mängd experimentella data finns att tillgå uppvisar de ofta motsägelsefulla resultat. Den finkornigaste andelen av naturliga sediment och även av borrhaxet i kaxvattnet befinner sig i gränslandet mellan icke-kohesiva partiklar och kolloidala suspensioner.

4.1.2.1 Naturliga kohesiva sediment och den finkorniga andelen i kaxvattnet

Av förklarliga skäl tar de flesta studier och experiment inom geovetenskapen sin utgångspunkt i naturliga sediment. Naturliga kohesiva sediment består till av ler-, silt- och ibland även sandpartiklar. Minst 10 % lerpartiklar krävs för att sedimentet ska bli märkbart kohesivt (Raudkivi 1990). Lerpartiklarna består till största delen av lermineral, med en varierande men mycket mindre andel kvarts, fältspater, oxider, karbonater och organiskt material (Weaver 1989). Det här beror på att olika mineral tenderar att brytas ner till olika stora partiklar under naturliga förhållanden. Partiklar av lerfraktion bildas i huvudsak som kemiska utfällningar i marken eller genom kemisk vittring när primära mineral i berggrunden omvandlas till lermineral (Weaver 1989). Deras storlek är generellt mycket liten (<0,002 mm) även om större kristaller förekommer. Så små partiklar kan också i mindre utsträckning bildas genom olika typer av fysikalisk vittring, eller då bergsfragment mals under glaciärer. De sistnämnda processerna genererar dock i huvudsak silt (Weaver 1989; Haritashya et al 2010).

I industriella sammanhang kan partiklar av lerfraktion bildas av en mängd processer. Därmed kan lerpartiklarna potentiellt utgöras av andra material och mineral än de som förekommer i naturliga sediment. En viktig fråga att besvara blir då om även de flockulerar under transport och om de bildar kohesiva sediment om de avsätts.

Kaxvattnet kommer troligtvis innehålla lermineral i de fall borrhningen gått genom finkorniga, sedimentära, siliciklastiska bergarter, mörkel, vittrade sprickzoner och sedimentära leror. I övriga fall utgörs den finkornigaste delen av kaxvattnet enbart av andra mineral. Inom den här studien har endast ett prov från en bergart där lermineral inte förekommer analyserats. Provet hade en ingående lerhalt på 3 % och en utgående på 30 %. Även andra studier har visat att partiklar av lerfraktion bildas då berg som inte innehåller lermineral krossas, exempelvis Lagerblad et al (2011).

4.1.2.2 Laddningar på partiklars ytor

De flesta mineraler och material uppvisar någon grad av ytladdningar när de befinner sig i suspension i vatten (Lu et al 2005). Laddningarna kan vara permanenta, till följd av till exempel isomorf substitution som på lermineralens ytor (Lagaly 2006) eller till följd av upplösning av katjoner på partiklarnas ytor (Lu et al 2005). De kan också vara tillfälliga och bara uppträda när partiklarnas ytor interagerar med hydroxidjoner

(OH⁻) och oxoniumjoner (H₃O⁺) i vattnet. Laddningar kan uppstå på detta sätt hos till exempel Al₂O₃. På partikelns yta är kristallstrukturen bruten vilket kan resultera i obalanserade laddningar. De kan kompenseras genom reaktioner med vattnet. En AlO⁻-grupp på partikelns yta kan protoneras och bilda en AlOH-grupp. Den kan sedan protoneras ännu en gång och bilda en AlOH₂⁺-grupp eller ge ifrån sig en proton och bilda en AlO⁻-grupp. Vilken form som är stabil är beroende av suspensionens pH-värde. Mekanismen kan ge upphov till positiva eller negativa ytladdningar hos till exempel oxider och hydroxider, aluminiumsilikater, sulfider och karbonater (Lu et al 2005).

Den resulterande nettoladdningen är för de flesta naturliga partiklar negativ vid nära neutrala pH-värden (Lu et al 2005; Lagaly 2006; Hughes 2001). Vid tillräckligt lågt pH-värde blir partiklarnas ytor positivt laddade. Vid vilket pH-värde detta sker varierar för olika material.

En konsekvens av detta som är specifik för lermineralen är att de kan ha permanenta, negativa laddningar på sina ytor och tillfälliga, pH-beroende positiva laddningar längs sina kanter. Det här gör att de kan skapa elektrostatiska bindningar med varandra, kant mot yta, så kallad korthus-struktur (Raudkivi 1990, Lagaly 2006). Kritiska pH-värden varierar för olika lermineral men mindre än pH 6 krävs enligt Lagaly (2006), och enligt Raudkivi (1990) mellan pH 5,8-9. Troligen förklaras skillnaderna i de angivna värdena av att fler faktorer än bara pH-värde påverkar laddningen. Enligt Lu et al (2005) ligger kalcit-partiklars isoelektriska punkt, alltså den punkt där laddningen övergår från positiv till negativ eller tvärtom, vid pH 9,5. Det indikerar att de är positivt laddade vid pH-värden som understiger 9,5.

4.1.2.3 Flockning

Flockning innebär att två eller flera partiklar som kolliderar i en suspension fastnar och bildar ett aggregat till följd av intermolekylära attraktionskrafter. Kollisioner kan inträffa till följd av brownsk rörelse, skillnader i sedimentationshastighet eller turbulens. Med ökande koncentration av partiklar ökar flockningsbenägenheten. Flockning kan påbörjas i större omfattning först vid koncentrationer mellan 0,1 – 10 g/l (Raudkivi 1990).

Flera sorters attraktions- och repulsionskrafter finns som verkar på mycket små partiklar och en grundlig genomgång görs av Li et al (2008). Laddade partiklar påverkas av elektrostatisk attraktion eller repulsion. Eftersom de flesta naturliga partiklar är negativt laddade repellerar de vanligen varandra. Alla molekyler påverkas av attraktiva van der Waals-krafter (till exempel dipol-dipol attraktion och London dispersion). I partiklar som består av ett stort antal molekyler adderas varje molekyls individuella attraktionskraft och nettoeffekten blir mångfaldigt större (Tadros 2012).

För att flockning mellan partiklar med lika laddning ska kunna ske krävs, något generaliserat, att

de attraktiva van der Waals-krafterna övervinner den elektrostatiska repulsionen (Li et al 2008). Det är välkänt och accepterat att en ökning av koncentrationen av lösta joner i vattnet minskar den elektrostatiska repulsionen och att flockning av samtliga tillräckligt små partiklar gynnas (t ex Weaver 1989; Raudkivi 1990; Hughes 2001; Lagaly 2006; Li et al 2008; Gabrowski et al 2011). När naturliga sediment i suspension passerar från sötvatten in i salt havsvatten sker därmed flockning (Weaver 1989; Lagaly 2006). Troligen har salt grundvatten samma effekt på kaxvattnet. Enbart icke-organiska, lösta joner (exempelvis salt) har dock en för långsam effekt och bildar för små aggregat för att vara effektiv som flockningsmedel i industriella sammanhang (Hughes 2001; Lagaly 2006).

4.1.2.4 Riskbedömning

Vid vilken kornstorlek gränsen mellan kohesiva och icke-kohesiva sediment ska dras är inte helt klar. Vilka material och vilka kornstorlekar som deltar i flockning är även det svårt att förutspå helt enkelt eftersom så många olika faktorer spelar in. Att säga något generellt

om kaxvatten, där borrkaxet kan bestå av vitt skilda material och vattnet ha kraftigt varierande innehåll av lösta joner och pH-värde är ett omöjligt uppdrag inom ramen av en sådan här studie.

Studier har påvisat flockning till exempel hos lermineral med en initial kornstorlek på 90 % < 10 µm och 60 % < 2 µm (Schieber et al 2007), hos kalciumkarbonat med en initial kornstorlek på 90 % < 30 µm och 60 % < 10 µm (Schieber et al 2013) och hos kvarts och fältspat < 16 µm (Stevens 1991).

Sannolikheten bedöms som stor att partiklar mindre än 2 µm inte förekommer som individuella partiklar i kaxvattnet. Vid särskilda förhållanden är det också troligt att även större partiklar, upp till omkring 10 µm också kan bilda aggregat. Sannolikheten är också stor att små, positivt laddade kalcitpartiklar där de förekommer kan bilda aggregat med negativt laddade lermineral och oxider, så kallad heterokoagulering (Lu et al 2005) Hur snabbt flockningen sker och hur stora aggregat som bildas är svårt att sätta om. Flockningshastigheten ökar och aggregatens maximala storlek minskar med ökande turbulens eftersom kollisionerfrekven-

Gäller för 0,05 mm stora aggregat av finkorniga sediment				
	CT/CA – värden vid olika flöden			
Ø (mm)	2 l/s	5 l/s	10 l/s	20 l/s
160	0,68	0,74	0,78	Maxkap.
200	0,63	0,71	0,75	0,79
300	0,54	0,64	0,70	0,74
400	0,45	0,59	0,65	0,70
500	Laminärt flöde	0,52	0,58	0,68
600	Laminärt flöde	0,40	0,52	0,62
800	Laminärt flöde	Laminärt flöde	0,39	0,53

Gäller för 0,1 mm stora aggregat av finkorniga sediment				
	CT/CA – värden vid olika flöden			
Ø (mm)	2 l/s	5 l/s	10 l/s	20 l/s
160	0,20	0,29	0,35	Maxkap.
200	0,15	0,25	0,32	0,38
300	0,08	0,16	0,23	0,30
400	0,04	0,12	0,17	0,23
500	Laminärt flöde	0,07	0,11	0,20
600	Laminärt flöde	0,02	0,07	0,14
800	Laminärt flöde	Laminärt flöde	0,02	0,08

Tabell 13 och 14: Beräknade C_T/C_A -värden enligt metoden som beskrivs i texten. Värdena gäller för 0,05 mm respektive 0,10 mm stora aggregat av fina partiklar som transporteras genom betongledning av olika dimension vid olika flöden. De 0,05 mm stora aggregaten antas ha en densitet på 1300 kg/m³ och de 0,10 mm på 1200 kg/m³.

sen respektive påfrestningen på aggregaten ökar. I beräkningarna nedan antas att den finkornigaste andelen av borrhaxet bildat aggregat med en diameter på 0,05 till 0,1 mm. Det är troligt att detta i de flesta fall är en överskattning av aggregatens storlek.

4.1.2.5 Beräknade värden – transport i suspension utan deposition

Eftersom flockade partiklar oftast inte är tätt packade har de hög porositet och vattenhalt. Därmed är deras densitet låg vilket minskar deras sedimentationshastighet. Densiteten minskar med ökande storlek på aggregaten (Tambo & Watanabe 1978; Jarvis et al 2005; Li et al 2006). De är dessutom sällan sfäriska, vilket också minskar hastigheten. Samtidigt gör den lösa packningen aggregaten något permeabla vilket påverkar partiklarnas dragkoefficient och ökar sedimentationshastigheten (Gregory 2013). Det här innebär att faktorer som påverkar flockningsprocessen, såsom de attraktiva krafternas styrka och vattnets jonstyrka, grad av turbulens under aggregatens bildning tillsammans med aggregatens diameter, kommer avgöra sedimentationshastigheten och därmed hur hög strömhastighet som krävs i ledningarna för att förhindra deposition.

Den primära faktorn som avgör aggregatens sedimentationshastighet är densitetsskillnaden (Lick & Huang 1993). Eftersom densiteten varierar med flera olika faktorer är det svårt att uppge ett generellt värde för aggregat i kaxvattnet. Tambo & Watanabe (1978) uppmätte densiteter mellan 1500 – 1001 kg/m³, där de högsta värdena gällde stora aggregat som bildats av biologisk slam samt aggregat som bildats med flockningsmedel. I majoriteten av försöken hade aggregaten en densitet på 1001 – 1050 kg/m³.

Samtliga partiklar mindre än 10 µm antas förekomma som aggregat med en kornstorlek på mellan 0,05 - 0,1 mm. 0,1 mm stora flockar antas ha en densitet på 1200 kg/m³ medan 0,05 mm stora har 1300 kg/m³. Övriga antaganden är samma som vid beräkningarna av icke-kohe-siva sediment. Resultaten från beräkningarna redovisas i tabell 13 och tabell 14 på föregående sida.

Beräkningarna visar att 0,1 mm stora flockar med en densitet på 1200 kg/m³ riskerar att avsättas i rör större än 500 mm om vid flöden som understiger 5 l/s och vid flöden som understiger 10 l/s i rör större än 600 mm. Om partiklarna i kaxvattnet kan och om de hinner bilda så stora aggregat under sin transport från berget till recipient är svårt att förutspå och måste sannolikt bedömas från fall till fall.

4.2 Påverkan på recipienter

Kaxvatten som bortforslas via dagvattensystem kommer i huvudsak påverka recipienter genom ett tillskott av finkornigt sediment. Huvuddelen av partiklarna kommer hamna i suspension och bidra till en ökad grumlighet i recipienten inom ett visst avstånd från utloppet. Om tillräckligt stor volym partiklar sedimenterar kan det förändra bottenförhållandena. Hur djur

och växter påverkas av detta varierar betydligt från art till art (Newcombe & MacDonald 1991; Rivinoja & Larsson 2001; Henley et al 2010). Vissa är anpassade för att leva i grumligt vatten medan andra föredrar klart. En tumregel är dock att ekosystem i miljöer med naturligt grumliga vatten tolererar en större ökning av halten suspenderat material än ekosystem i klara vatten.

Därmed är det avvikelser från de bakgrundsvärden som förekommer i varje recipient som är avgörande, snarare än de absoluta koncentrationerna. När risken för negativ påverkan bedöms måste dessutom både koncentrationer av suspenderat material och exponeringstid beaktas. En mindre höjning av koncentrationen som upprätthålls under lång tid (dagar till veckor) kan få större konsekvenser än en större men kortvarig höjning (timmar) (Newcombe & MacDonald 1991).

4.2.1 Bakgrundskoncentrationer av suspenderade partiklar i vattendrag

Ur geologisk synvinkel är vattendragen kraftfulla transportörer av borteroderat material. Konservativt räknat skickar världens floder varje år ut över 15 miljarder ton sediment om året, eller 116 ton/km² och år (Allen 1997). Koncentrationen av suspenderat material varierar inom vida gränser. Allt från nära ingenting till extremfallet Huang He där halterna kan nå 900 000 mg/l under monsunperioden (Ren & Shi 1986). Meybeck et al (2003) studerade 60 floder av olika storlek som flöt genom olika sorters terräng och geologi. Majoriteten hade en daglig medelkoncentration på mellan 20 och 1000 mg/l.

Sett i ett globalt perspektiv transporterar svenska vattendrag överlag lite sediment. Walling & Webb (1996) anger att den totala mängden material som transporteras i *suspension* av svenska floder per år är <50 ton/km², Allen (1997) anger <10 ton/km² och Lvovich et al (1991) 5-20 ton/km². Siffrorna är förenade med stora osäkerheter och får betraktas som uppskattningar. Halterna av suspenderat material påverkas framför allt av terräng och lutning, vilka jord- och bergarter som finns i dräneringsområdet samt klimat, markanvändning och vegetationstäckning (Allen 1997). Generellt finns i Sverige en tydlig variation över året där högst halter av suspenderat material förekommer under snösmältningsperioden och lägst efter längre regnfria perioder. Trenden är mindre tydlig i södra Sverige där snösmältningen ofta sker etappvis (Brandt 1990). Även vid kraftiga regn ökar halten av suspenderat material. Slutligen innehåller ofta vattnet i små vattendrag högre koncentration suspenderat material än i stora, även om den totala mängden material som förs med är mindre (Brandt 1990).

Koncentrationerna av suspenderat material i Sveriges vattendrag har studerats i en mängd studier. Djodjic et al (2012) anger att vanliga halter är 5-25 mg/l under sommarmånader och 40-200 mg/l under snösmältningsperioder. Rivinoja & Larsson (2001)

anger att halterna i älvarna i Norrland har en årsmedelkoncentration på 3-9 mg/l, och en koncentration på mellan 7 – 55 mg/l under vårfloden, med ett avvikande värden på 500 mg/l. Brandt (1990) rapporterar värden över ett år på 40 – 230 mg/l för en flod med höga koncentrationer och 0 – 5 mg/l för en med låga.

4.2.2 Naturlig sedimentkoncentration i hav

Sediment transporteras naturligt ut i havet främst via floder och vattendrag (95 %) samt genom vindtransport (5 %) (Allen 1997). De flesta vattendrag mynnar förr eller senare ut i havet. Grova partiklar som transporteras avsätts i ett floddelta där finare och finare partiklar avsätts längre och längre ut från flodmynningen. Huvuddelen av de silt- och lerpartiklar som transporterats i suspension avsätts i ett bälte i utkanten av deltaområdet. Den snabba avsättningen trots partiklarnas ringa storlek beror till stor del på att lerpartiklarna flockulerar (se ovan) när de kommer i kontakt med saltvattnet (Weaver 1989; Tucker 2001). När koncentrationerna av suspenderade partiklar blir tillräckligt låg avtar flockningen eftersom färre kollisioner sker. Endast en mycket liten del förs vidare ut i djuphavet för att avsättas på abyssalplanet (Allen 1997; Tucker 2001). Hammar et al (2009) menar efter en litteraturstudie att utspädning och avsättning gör att bakgrundsvärdena i havet generellt uppnås 300 m – 2 km från flodernas utlopp, beroende på strömförhållningar och sedimenttillförsel.

Valeur & Jensen (2001) provtog vatten i Öresund. Man kom fram till att halterna av suspenderat material uppgick till 0-2 mg/l i lugnt väder men att det under hårt väder kunde uppgå till 40 mg/l.

4.2.3 Dagvattnets sammansättning

Recipienterna som kaxvattnet eventuellt skulle tillföras är redan påverkade av den vanliga tillströmningen av dagvatten. Dagvattnet utgörs främst av regnvatten (fig. 19). När det rinner över hårdgjorda ytor och gator för det med sig sediment, oljor, tungmetaller, vägsalt, skräp, växtdelar och partiklar till exempel från nötning av vägbana och däck ner i ledningarna.



Fig. 19: Dagvatten i Lunds kommun.

Urban miljö	Total suspenderad substans (TSS)		
	Min (mg/L)	Median (mg/L)	Max (mg/L)
Parkeringsplatser	10	40-355	880
Bostadsområde, flerfamiljshus	6	22-156	459
Bostadsområde, enfamiljshus	2	19-36	130
Vägar	6	41-175	1899
Större trafikleder	34	136-320	1295

Tabell 15: Halter av suspenderade partiklar i Stockholms dagvatten. Omarbetad från Stockholm Vatten (2001).

Efter en större undersökning kunde Stockholm Vatten (2001) rapportera om dagvattnets sammansättning i Stockholm (tabell 15).

Resultaten från ovan nämnda undersökning visade överlag på medelhöga till höga halter av suspenderat material. Dessutom innehöll vattnet förhöjda halter tungmetaller, olja och andra organiska föroreningar. Inga kornstorleksanalyser gjordes så det är svårt att säga hur partiklarna från dagvattnet sedimenterar ute i recipienten.

Lindgren (2001) presenterar empiriskt grundade schablonvärden för vanliga halter suspenderat material i dagvatten från olika typer av urbana miljöer. Värden varierar mellan 70-200 mg/l men man framhåller att de angivna värdena för respektive miljö är osäkra och kan avvika.

Karlsson et al (2010) tog prover på dagvattnet i fördröjningsdammar inom dagvattennätet. Dammarna anläggs för att minska sedimentmängden som går ut i recipient via dagvattnet. Vattnet transporterar partiklar genom rören till dammen som avsätts då strömhastigheten minskas. Ingående partikelhalter låg på mellan 2-88 mg/l. Kornstorlekarna på det ingående sedimentet var 30-90 % grövre än finsand och 10-30 % grövre än grovsand. Utgående sediment bestod till huvuddelen av silt och lera.

4.2.4 Kaxvattnets sammansättning

De viktigaste faktorerna för hur hög halt av suspenderat material som förekommer i kaxvatten är bergets vattenföring, håldiameter, i vilken takt samt i vilken bergart borrhningen sker. Halterna av suspenderat material kan dessutom i stor utsträckning påverkas genom olika sorters partikelavskiljning.

I den här studien har analyser utförts på kaxvatten som passerat genom en sedimentationscontainer och som därefter rinner eller pumpas vidare under pågående borrhning. Halter mellan 21 000 – 118 000 mg/l uppmättes efter container, de lägsta halterna med ett stort vattenflöde upp ur borrhålet (500 l/min). Det suspenderade materialet bestod till största delen (80-90

%) av silt och lerpartiklar, men mindre mängder finsand förekom också. Sedimentationscontainern klarar alltså av att avskilja allt material som är grövre än så, vilket utgör cirka 30-70 % av den totala volymen borrhkak, beroende på vilken bergart som genomborras. Detta utan att avbryta arbetet.

4.2.4.1 Borrhkakets farlighet

Borrhkak består av krossat berg. Partiklarna är i regel samma som naturligt förekommer i floder, sjöar, stränder, jordmån och hav. Materialet har dock i regel inte utsatts för kemisk vittring. Därmed kan det finnas skäl att misstänka att vatten som passerar materialet skulle kunna ta upp ämnen från borrhkak. I en omfattande studie kunde Ekvall (2006) visa att så inte var fallet för ett urval av prover från krossat berg. Ett antal olika magmatiska och metamorfa bergarter analyserades, av de metamorfa var 70 % metasediment.

Berget i Sverige innehåller i de allra flesta fall inte höga halter av farliga ämnen som kan lakas ut, och utgör i det avseendet därför inget hot mot recipienterna.

Ett fåtal undantag finns dock. Malmfyndigheter utgör bergvolymen där olika ämnen förekommer i högre koncentration än normalt. Där kan ämnen urlakas i högre halter och potentiellt utgöra ett problem. Exempelvis kan sulfidmalmer orsaka försurning och laka ut förhöjda halter av skadliga ämnen (Bennett & Doyle 1997). Svartskiffer, i Sverige representerade främst av alunskiffern i landets södra delar och på Öland kan också innehålla förhöjda halter av ämnen som riskerar att lakas ut (Falk et al 2006). Vid borrhning i de här bergarterna är det rimligt att extra hänsyn tas. I övrigt är borrhkak att betrakta som inert avfall (Ekvall 2006).

4.2.6 Påverkan i vattendrag

Långvariga ökning av sedimentkoncentrationer i vattendrag till följd av mänskliga aktiviteter i modern tid har av vissa forskare klassats som en av de viktigaste orsakerna till förändringar och minskad artrikedom i akvatisk flora och fauna i världens vattendrag (Henley et al 2000; Jones et al 2014). Enligt Djodic et al (2012) är dock problemet litet i Sverige. De viktigaste källorna till ökad sedimenthalt i vattendrag i modern tid är jord- och skogsbruk, gruvdrift, vägbyggen och urbanisering av vattendrag (Henley et al 2000; Jones et al 2014).

Potentiella effekter inkluderar exempelvis minskad primärproduktion av plankton till följd av minskad ljusstillgång när vattnet blir grumligt med efterverkningar uppåt i näringskedjan (Jones et al 2014), försämrade möjligheter till födoupptag för filtrerare som till exempel musslor (Rivinoja & Larsson 2001) och vid mycket höga halter under lång tid direkta fysiska skador såsom exempelvis gälskador på fiskar. Lake & Hinch (1999) uppmätte gälskador först vid cirka 40 000 mg/l <silt på en art av laxfiskar, medan andra studier påvisat gälskador på andra arter även

vid lägre halter (1 547 mg/l i 4 dygn). Enligt Robertson et al (2006) ligger dödliga nivåer (exponeringstid 96 h) för de flesta fiskarter mellan 10 000-100 000 mg/l. Avsättning av sediment förändrar bottenförhållandena och gör att arter som föredrar en annan miljö försvinner. Även om flödet i vattendraget är tillräckligt starkt för att transportera partiklarna kan sediment avsättas i naturliga miljöer till följd av andra mekanismer. Exempelvis kan de fastna på alger och andra organismer som växer på botten (Jones et al 2014). Om fiskars lekbäddar blir översedimenterade vid fel tillfälle kan det orsaka äggdöd (Rivinoja & Larsson 2001). Den stora svårigheten är dock att säga vid vilken halt av suspenderat material dessa effekter inträffar, samt vilka kornstorlekar som kan ge upphov till vilka effekter.

Den här studien har visat att kaxvatten som tillförs recipient eller dagvattennät under pågående borrhning enbart efter att ha passerat en enda sedimentationscontainer i många fall kommer innehålla betydligt högre halter suspenderade partiklar än vad som förekommer både i det vanliga dagvattnet och naturligt i svenska vattendrag under någon tid på året.

Kaxvattnet tillförs dock med ett relativt litet och begränsat flöde. Det kommer snabbt blandas med vattnet i vattendraget inom en blandningszon tills koncentrationerna utjämnats. Hur hög den slutliga halten blir samt hur lång sträcka av vattendraget som där delar av strömfåran får en kraftigt förhöjd halt suspenderade partiklar beror troligen främst på följande faktorer: vattendragets vattenföring och utseende, flödets strömningförhållanden samt hur stort tillflödet av kaxvatten per tidsenhet är. Enligt Naturvårdsverket (2011) är blandningszonen generellt liten i vattendrag. Hur lång exponeringstiden av den förhöjda halten blir beror på hur länge tillförseln av kaxvattnet fortsätter. I projekt där endast enstaka hål borras kan det innebära allt från någon timme till en arbetsdag, beroende på hur stora vattenvolymer som pumpas upp ur borrhålet. Vid större projekt tar det längre tid. Den naturliga vattenföringen visar, i likhet med den naturliga sedimenttransporten, i likhet med den naturliga sedimenttransporten, en kraftig variation över året. Exempelvis Råån i Helsingborgs kommun har en medelvattenföring över året på 1 450 l/s, men en maximal vattenföring på 16 500 l/s (SMHI 2014).

I ett stort vattendrag får samma tillförsel av kaxvatten en mindre effekt än i ett litet. Om det finns fastställda gränser för eventuella blandningszoner för dagvattnet inom respektive kommun är det inte orimligt att även kaxvattnet bör hålla sig inom dessa zoner.

I en stor flod med en vattenföring på 200 000 l/s utgör ett bidrag på 20 l/s 0,01 % av den totala vattenföringen. Om kaxvattnet innehåller 20 000 mg/l och blandas ut jämt kommer det resultera i en koncentrationshöjning på 2,0 mg/l.

I en å med en vattenföring på 1 000 - 2 000 l/s skulle samma tillförsel resultera i en koncentrationshöjning på 200 - 400 mg/l under utsläppstiden. Detta motsvarar enligt litteraturen som studerats i det här arbetet en mycket hög, men ändå naturlig förekom-

mande sedimenthalt i svenska floder under snöavsmältningen.

I en liten bäck med en medelvattenföring på 100-500 l/s skulle koncentrationen istället öka med 770 – 3 300 mg/l.

Efter en omfattande litteraturstudie kunde Rivinoja & Larsson (2001) samla resultaten från en mängd tester av suspenderat materials effekt på fiskar i olika livsstadier (tabell 16 och 17). Andra studier indikerar att musslors förmåga att tillgodogöra sig föda minskar vid halter från 100—1 000 mg/l (Rivinoja & Larsson).

Resultaten från experimenten ovan visar att det

är stor skillnad mellan olika arter på hur hög sedimenthalt de klarar av. Det visar också att rom och yngel är känsligare än vuxna individer.

4.2.7 Påverkan i hav

Sediment tillförs havet i stora mängder naturligt. I de fall dagvattnet först tillförts ett vattendrag bedöms risken för negativ påverkan då vattnet rinner ut i havet vara liten. I de fall dagvattnet går direkt ut i havet är det tänkbart att ekosystem som ligger nära utloppet kan drabbas negativt inom blandningszonen. Det är dock sannolikt att dessa redan drabbats hårt av det

Art	Tid (dygn)	Halt SS (mg/l)	Effekt (% döda)	Stadium
Stillahavslaxar (<i>Oncorhynchus sp.</i>)	6	1 000-2 500	1	Ägg
	48-72	47-157	98-100	Ägg
	48	7	17	Ägg till yngel
	48-60	21-57	23-62	Ägg till yngel
	163	97-111	77-90	Ägg till yngel
	1 timme	207 000	100	Juvenila
	6 timmar	82 000	60	Juvenila
	1,5-4	1 200-55 000	10-90	Juvenila
	20	1 000-2 500	57	Yngel
	98	200	50	Yngel
	4	488-29 580	50	Smolt
	19	90	5	Subadult
	1	160 000	100	Ej spec
	24,5	4 250	50	Ej spec.
	30	68	25	Population
	30	300	97	Population
60	1 000-6 000	85	Population	
Öring (<i>Salmo trutta</i>)	60	110	98	Ägg
	361	1 040-5 838	85	Population
Arktisk harr (<i>t. arcticus</i>)	1	25	6	Gulesäcksyngel
	1-4	20-65	13-15	Gulesäcksyngel
	2	143	26	Gulesäcksyngel
	4	185-230	41-47	Gulesäcksyngel
	3-4	20 000	10	0+
	4	100 000	20	0+
Sikar (<i>Coregonus sp.</i>)	4	16 613	50	Yngel

Tabell 16: Resultaten från en mängd experimentella studier om vilken påverkan olika halter av suspenderat material kan få efter olika exponeringstider på ägg, yngel och icke-fullvuxna fiskar av ett fåtal arter (Från Rivinoja & Larsson 2001).

Art	Tid (dygn)	Halt SS (mg/l)	Effekt
Stilla havslax	1 timme	100	45 % minskat födointag
	1 timme	250	90 % minskat födointag
	1 timme	300	100 % minskat födointag
	12 timmar	54	Fysiolog. stress, änd. beteende
	4	1 547	Gälskador
	2 timmar	35	Slutar äta och söker skydd
	9 timmar	500	Fysiologiska effekter
	4	171	Vävnadsskador
	7	5 000-300 000	Gälskador
Öring	13	270	Gälskador
Stilla havslax	0,5 timmar	54-88	Flyktreaktion
	2 timmar	88	Undvikande beteende
	1	66-100	Undvikande beteende
	1	665	Överhängsskydd lämnas
	1	650	Lekvandring påverkad
Sik	1	1	Överhängsskydd lämnas
Arktisk harr	1	100	Undvikande beteende
Bäckröding (<i>S. fontinalis</i>)	7	5	Överhängsskydd lämnas

Tabell 17: Resultaten från en mängd experimentella studier om vilken påverkan olika halter av suspenderat material kan få efter olika exponeringstider på vuxna fiskar av ett fåtal arter (Från Rivinoja & Larsson 2001).

vanliga dagvattenflödet och att kaxvattnet inte kommer ge upphov till ytterligare påverkan. Bladningszonens storlek måste beräknas från fall till fall och ligger utanför den här rapportens fokus.

4.2.8 Påverkan i sjöar

Sjöar utgör mellanstationer i vattendragens transport av sediment till havet. I ett geologiskt perspektiv håller alla sjöar på att fyllas upp med sediment genom helt naturliga processer. Hur ekosystem i sjöar som är mottagare av dagvatten kan påverkas av tillförsel av kaxvatten är en komplex fråga. Sannolikt beror det på vilka bakgrundsnivåer som råder. Det i sin tur beror på vilka jordarter som finns i området, markanvändning i det kringliggande området, nederbörds- och vindmönster samt hur mycket sediment som inkommer via vattendrag. Tyvärr har inte en djupare utredning av kaxvattnets påverkan i sjöar hunnits med inom ramen av det här arbetet. Ytterligare studier rekommenderas dock.

5 Reningsmetoder

5.1 Sedimentationscontainer under borrning

Med sedimentationscontainer avses i det här fallet någon sorts behållare som kaxvattnet rinner genom innan det under pågående borrning leds vidare.

5.1.1 Funktion

Genom att låta vattnet som kommer upp ur borrhålet passera genom en eller flera containrar kan grova partiklar skiljas ut genom att de sjunker till botten, de sedimenterar.

Metoden är enkel och relativt billig och rätt utförd klarar den minst av att ta bort partiklar större än cirka 0,1 mm, finsandfraktion med vanlig öppen container. Rätt utförd innebär i korthet att någon form av anordning för att få ner hastigheten på inkommande vatten används samt att inloppet sitter så att onödiga strömmar inte bildas i containern. Det innebär också att containern regelbundet töms och att den inte tillåts överfyllas med material.

5.1.2 Kornstorleksgräns samt fördelar och nackdelar

Vilka kornstorlekar som kan avskiljas och avskiljningens effektivitet beror framför allt på strömhastighet och turbulens inom vattenvolymen i containern. Även uppehållstiden i containern har betydelse. Om containern fylls upp under borrningen upphör till sist avskiljningen helt. En typisk container som används i det här

Ø (mm)	Volym borrkax/100 m (m ³)	Volym sand och grus 30-70 % (m ³)
115	1,04	0,31 – 0,73
140	1,54	0,46 – 1,08
165	2,14	0,64 – 1,50

Tabell 18: Den uppskattade volymen borrkax som alstras, samt hur stor andel av det totala kaxet som utgörs av material som generellt avsätts i en sedimentationscontainer per 100 borrade meter från håll av olika diameter. Gäller stabila formationer.

ändamålet har en volym på 8-10 m³. Av denna volym kan uppskattningsvis 5-7 m³ fyllas med vatten innan det rinner över den lägre, främre kanten. I tabell 18 redovisas den volym borrkax som resulterar för varje 100 m borrarat hål av olika diametrar. Endast ett eller två hål kan borraras innan containern måste tömmas. Vid borrning i instabila formationer kommer mer material pumpas upp och containern måste tömmas oftare.

Strömmar och turbulens i containern kan i stor utsträckning hindra sedimentation och skapas framför allt på två sätt. Dels genom att vatten som pumpas upp ur borrhålet genom en grov slang försar in i containern med hög hastighet. Dels genom att vattnet rinner från inlopp till utlopp.

Om mynningen på slangen mellan borrhålet och containern ligger på containerns botten kommer detta i hög utsträckning hindra sedimentation av två skäl. Dels driver vattnet fram en ström som cirkulerar genom containern och håller partiklar i suspension, dels rörs redan avsatta partiklar upp. Det här kan förhindras genom att vattnet spolats runt i en cylinderformad behållare ovanför containern och får falla ner. Detta kan till exempel vara en cyklon (fig. 20) eller ett traktordäck. Ett annat sätt kan vara att dela upp containern i fack, där slangen ligger avskilt från resterande containervolymen.

Genom att placera två eller flera containrar efter varandra ökar man vattnets uppehållstid samtidigt som man undviker att systemet fylls upp. Däremot bidrar det troligen inte i någon större utsträckning till att partiklar av en mindre storlek avskiljs om inte strömhastigheten och turbulensen samtidigt minskas i efterföljande containrar. Därmed har det stor betydelse hur vattnet överförs från den första till den andra containern. Om vattnet pumpas med hög hastig-

het från den ena till den andra containern skapas nya strömmar som håller fina partiklar i suspension även i den andra containern. Partiklar av siltfraktion (0,002-0,063 mm) och mindre kräver mycket lugna eller helt stillastående vatten för att sedimentera. Vid lokalerna som studerades i det här arbetet bestod 31-85 % av det inkommande borrkaxet, och 80-92 % av partiklarna som förs vidare från en första container av sådana partiklar. I fig. 21 visas vanliga varianter på sedimentationscontainrar.

5.2 Sedimentationsbassäng

Ett sätt att vara säker på att inget vatten med en sedimentkoncentration som överstiger fastställda gränsvärden når dagvattensystemet är att anlägga en sedimentationsbassäng. Alternativt kan en eller flera större lastväxlarcontainrar (ca 30 m³) användas (fig. 21), som rymmer allt borrkax och allt grundvatten som pumpas upp under borrningen. Inget vatten avleds till dagvattnet under borrningen och vattnet kan vila i någon eller några dagar tills en tillräckligt låg koncentration av suspenderat material uppnåtts.

En av nackdelarna är att det kan vara svårt att på förhand avgöra hur mycket grundvatten som kommer upp ur ett borrhål. Vid större projekt borraras dessutom ofta ett stort antal. Eftersom det är vanligt att ett borrhål ger allt mellan 0-20 l/s, och att ett borrhål tar cirka en arbetsdag att slutföra kan en sådan bassäng i extrema fall behöva rymma hundratals kubikmeter kaxvatten. På en del platser saknas det utrymme för en



Fig. 20: Cyklon avsedd att bromsa det inkommande kaxvattnet samt avskilja tryckluften.



Fig. 21: Varianter av sedimentationscontainrar med storlekar på 10 m³ (ovan och mitten) samt 30-35 m³ (nedan).

sådan anläggning.

Ett annat problem med metoden är att partiklar av lerfraktion ($<2\ \mu\text{m}$) kan ta orimligt lång tid på sig att sedimentera. Den här studien har visat att borrhaxet kan bestå av 3-38 % sådana partiklar. Enligt Stokes lag kan det röra sig om veckor till år beroende på kornstorlek i helt stillastående vatten med konstant temperatur. De allra minsta partiklarna ($<0,2\ \mu\text{m}$) hålls i suspension av brownsk rörelse (Lagaly 2006) och sedimenterar inte alls om de inte bildat aggregat. I en öppen container eller bassäng kan dessutom strömmar som är tillräckligt starka för att störa små partiklars sedimentation bildas till följd av skillnader i temperatur mellan dag/natt och soligt/molnigt eller vind.

Tillräckligt små partiklar kan till följd av bland annat van der Waals krafter klumpa ihop sig till aggregat och bilda större korn, se ovan. Därmed kan de i gynnsam vattenkemi avsättas relativt snabbt. I ogynnsam vattenkemi kommer de dock inte göra det. Det innebär att det kan vara svårt avskilja partiklarna enbart genom sedimentation och att partiklarna kommer stanna i kaxvattnet.

Fördelarna är att man har full kontroll på vattnet som släpps ut och man lättare kan kombinera andra metoder. Det kan renas i lugn takt utan att avskiljningens hastighet måste följa vattenflödet upp ur borrhålet. Man kan dessutom tillsätta olika sorters flockningsmedel för att påskynda avsättningen, vilket är svårt om vattnet i containern hela tiden byts ut.

5.3 Hydrocykloner

Hydrocykloner används inom en mängd branscher för att separera olika typer av fasta partiklar från vätskor. Exempelvis vid rening av borrhud inom oljeindustrin



eller lakvatten inom avfallsindustrin och på kraftverk. Typiskt kan de hantera partiklar med en storlek mellan 5-200 μm i koncentrationer på 2-40 % av vikt (Tarleton & Wakeman 2007). Lerpartiklar är däremot ofta problematiskt. Ofta sitter flera cykloner tillsammans i en enhet, antingen parallell- eller seriekopplade för att öka flödeskapaciteten eller reningseffekten (Svarovsky 2000).

De fungerar genom att en vätska blandat med partiklar spolas med högt och jämt tryck in i en konformad kammare (fig. 22). Suspensionen delas upp genom centrifugalkraften. De grövsta partiklarna tvingas ut mot kanterna medan finare partiklar och vätskan lägger sig innanför, mot konens mitt. Vätskans rotation ger upphov till ett undertryck i konens mitt. Vätska och de grövsta partiklarna faller ner i en behållare under konen eller vidare i ett rör medan de fina partiklarna, majoriteten av vätskan och eventuell luft transporteras ut genom ett rör ovanför konen (Svarovsky 2000). Hydrocykloner som komplement till sedimentationscontainer kan potentiellt ge tillräcklig rening av kaxvattnet.

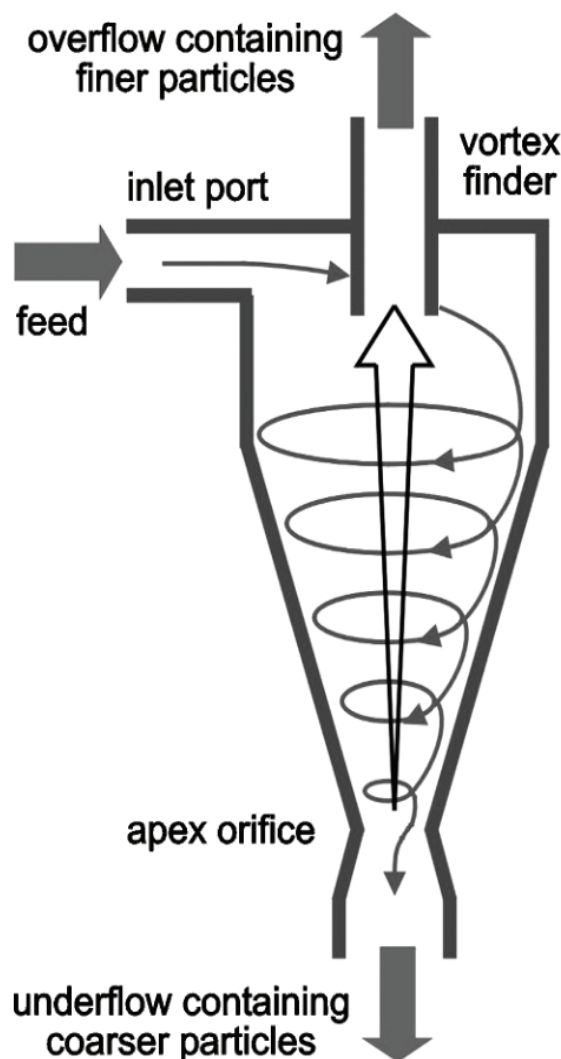


Fig. 22: Fotografi föreställande en hydrocyklon (t. v.) samt en schematisk sketch som visar hur den fungerar (t. h.). Sketch från Tarleton & Wakeman (2007).

6 Diskussion

6.1 Beräknade värden för erosion och deposition

Analyserna av proverna indikerar att det suspenderade materialet i kaxvattnet till 80-90 % består av silt- och lerpartiklar efter att kaxvattnet passerat genom en sedimentationscontainer under pågående borring. Beräkningar som utförts inom ramen för det här arbetet indikerar att det finns risk att de 10-20 % av materialet som utgörs av sandpartiklar *under vissa förutsättningar* inte kommer kunna hållas i suspension under transporten genom ledningarna. I de fall där flödet är så litet att laminärt flöde förekommer i ledningarna indikerar litteraturstudien ovan att även mindre partiklar kan falla ur suspension. De större partiklarna riskerar att avsättas där kaxvattnet är det enda vatten som rinner genom rör större än 400 mm och det totala flödet är mindre än 5 l/s.

Sannolikheten att kaxvattnet är det enda vatten som rinner genom ledningen varierar från plats till plats. Dagvattennäten avleder i regel huvudsakligen regnvatten men det innebär inte nödvändigtvis att samtliga ledningar står tomma när det inte regnar. Exempelvis dräneringsvatten från husgrunder kan förekomma i rören även andra tillfällen (Svenskt Vatten 2004).

Partiklar större än 0,02-0,063 mm betar sig i normalfallet inte kohesivt eroderas därför vid ungefär samma hastighet som de avsätts. Därmed är de lättare att erodera än mindre, kohesiva partiklar. Tröskelvärdet för att individuella partiklar med den storleken precis ska börja förflyttas av strömmande vatten beräknades till $0,097 \text{ N/m}^2$. De största partiklarna som förekom i borrhvattnet efter container (0,2 mm) kräver en skjuvspänning på $0,18 \text{ N/m}^2$. Det betyder dock inte att samtliga partiklar börjar röra sig och att rören blir renspolade redan vid den skjuvspänningen. För det krävs betydligt större kraft. Det är dock troligt att majoriteten av partiklarna förs vidare längs botten tillsammans med kaxvattnet i de flesta fall. Svenska avloppsledningssystem dimensioneras dessutom för att regelbundet kunna uppnå en skjuvspänning mot bottenytan på $1,5 \text{ N/m}^2$ (Svenskt Vatten 2004) vilket är mycket långt över tröskelvärdet. Om partiklar med en storlek omkring 0,063-0,2 mm faller ur suspension och avsätts i rören kommer de därför med stor sannolikhet spolas vidare vid nästa kraftiga regn.

Det har antagits att ler- och siltpartiklar kräver turbulent flöde för att hållas i suspension. Beräkningarna visar att så är fallet med god marginal vid ett flöde på 5 l/s för alla rören utom de med en diameter större än 800 mm, där krävs ett flöde på minst 10 l/s.

Ler- och siltpartiklar kan klumpas ihop och bilda aggregat med en större storlek till följd av naturliga processer. Mycket små, kohesiva partiklar kan därmed potentiellt avsättas vid högre strömhastigheter än vad beräkningarna visar och väl på plats bilda kohesiva, svåreroderade avlagringar. Experimentella studier

har visat att fina partiklar av kalciumkarbonat (Schieber et al 2013) kan bilda flockade aggregat i storleksordningen 0,05-0,2 mm, och av lermineral (Schieber et al 2007) i storleksordningen 0,1 – 1 mm. Det känt att flockning går fortare i turbulenta suspensioner än i stillastående, men också att flockar lätt sönderdelas (Gregory 2013). Detta bekräftas av experimenten ovan där aggregatens storlek var beroende av flödets turbulens. Vid kraftig turbulens sönderdelades flockar som blivit för stora och ett jämviktsläge mellan bildning och sönderdelning uppnåddes. De största aggregaten krävde lugna förhållanden för att bildas, 0,1 m/s vid ett Reynolds tal på cirka 4000 (Schieber & Southard 2009). Experimenten visade också att det tar dagar av ihållande flöde innan aggregaten når sin maximala storlek (Schieber et al 2007). Den kritiska flödes hastigheten där aggregat av fina partiklar av lermineral började avsättas var 0,2-0,25 m/s och av kalciumkarbonat 0,25 - 0,30 m/s, vid ett Reynolds tal på cirka 11 000 (Schieber & Southard 2009). Det motsvarar en skjuvspänning på omkring $0,25 \text{ N/m}^2$ (Schieber et al 2007). Ett flöde på 5 l/s räcker för att uppnå en hastighet som överskrider de hastigheterna i rör mindre än 400 mm och 10 l/s i samtliga undersökta rör. Det bekräftas också av beräkningarna för aggregat av kohesiva partiklar. Beräkningarna visar att vid 10 l/s transporteras aggregat med en storlek på 0,05 mm till något mindre än 0,1 mm i gränzonen mellan homogen och heterogen suspension.

I ledningarna råder dessutom i de flesta fall mycket större Reynolds tal. Därmed är det osannolikt att partiklarna över huvud taget kan bilda så stora aggregat. Avsättning av kohesiva sediment i dagvattenledningarna till följd av flockning via naturliga processer bedöms som mycket osannolikt, förutsatt att ett flöde på minst 10 l/s upprätthålls.

När tillförseln av kaxvatten till dagvattenledningarna upphör och kaxvattnet samtidigt är den enda vätska som rinner i rören inträffar följande. Vattnet tar tid på sig att rinna undan och resultatet blir ett sakta avtagande flöde. Om det här vattnet samtidigt innehåller höga halter av suspenderade partiklar är det möjligt att de kan avsättas. Volymen är i så fall mycket liten eftersom majoriteten av vattnet redan runnit undan. Om vatten med suspenderade partiklar tillförs ledningarna upprepade gånger skulle avlagringar sakta kunna byggas upp över lång tid. En enkel lösning på detta vore att se till att det sista vattnet som tillförs ledningarna är rent. Det här kan ske till exempel då borrhålet renspolas i borrhålets slutfas. Då pumpas vatten upp ur borrhålet tills det klarnat utan att någon ytterligare borring sker.

6.2 Koncentration eller kornstorlek

De gränsvärden som idag gäller i vissa kommuner har satts i mg/l. Man fokuserar alltså på halten av suspenderade partiklar i vattnet. Det är egendomligt, eftersom det snarare är partiklarnas kornstorlek som har absolut störst betydelse när det gäller risken för avsättning i rörsystem. 500 mg/l sand är något helt annat än 500

mg/l silt.

Koncentrationen av suspenderade partiklar påverkar avsättningsproblematiken på två sätt. Om de utgör en viss andel av suspensionens totala volym kommer de börja påverka dess viskositet. En ökad viskositet minskar turbulensen och gynnar därmed avsättning. Det här sker först vid mycket höga koncentrationer. Vid 10 000 mg/l (1 % av vikt) är effekten av suspenderat material på vätskans viskositet i de allra flesta fall försumbar enligt Allen (1997) och Mueller et al (2010). Raudkivi (1990) anger 50 000 mg/l innan viskositeten blir märkbart påverkad och Liu (2004) 10 % av volym. Mineralogi har stor betydelse för vid vilken halt viskositeten påverkas. Exempelvis smektitiska leror påverkar vid lägre koncentration (Weaver 1989; Raudkivi 1990)

En ökad koncentration av partiklar gör också att flera kollisioner inträffar, vilket främst får två konsekvenser. Fina partiklars flockningsbenägenhet ökar och sedimentationshastigheten minskas något.

Ett gränsvärde i form av en begränsning av hur grova korn som får tillföras rören är därmed egentligen mer lämpligt. Det är dock svårt att kontrollera. Möjligen skulle ett gränsvärde kunna formuleras som bygger på sedimentationstid, i de fall där rening utförs genom sedimentation. Eftersom partiklar sedimenterar med en förutsägbar hastighet hade det i praktiken varit en kornstorleksgräns. Nackdelen är att det förutsätter magasinering av allt kaxvatten under sedimentationstiden, vilket som tidigare nämnts kräver stort utrymme.

6.3 Uppmätta koncentrationer och problematik i recipient.

Den ovanstående litteraturstudien om miljöpåverkan i recipient visar att grumling och ökad sedimenttillförsel kan få negativa konsekvenser om vissa halter överskrids. Bedömningen av vilka halter som ger en påverkan kompliceras avsevärt då olika arter är anpassade efter olika miljö. Således tål de även olika halter suspenderat material.

Litteraturstudien ovan visar att mindre allvarliga effekter, såsom undvikande beteende, förändring i predationsaktivitet och födosök samt stress uppkommer för de undersökta arterna vid långvarig exponering (dagar till veckor) av halter mellan 1-100 mg/l. Vilken halt beror på art och typ av organism. Ej fullt utvecklade organismer såsom ägg och yngel är generellt mer känsliga än fullvuxna individer (Rivinoja och Larsson 2001). Likaså är individer som har förmågan att snabbt förflytta sig mindre känsliga för höga halter än stillasittande organismer.

Allvarligare effekter såsom död av ägg och yngel samt störning av lekbeteende verkar uppkomma hos de undersökta arterna vid långtidsexponering (dagar till veckor) av halter omkring 100-500 mg/l.

Vid långtidsexponering (dagar till veckor) av halter mellan 1500—100 000 mg/l påverkas även vuxna fiskar, till exempel genom gälskador. Vid nivåer mellan 80 000—200 000 mg/l verkar även korttidsex-

ponering (timmar) medföra allvarlig negativ påverkan i form av död av ägg och yngel.

Det måste dock framhållas att underlaget för riskbedömningen av konsekvenser i recipient är mycket bristfälligt. Arbetet är dels avgränsat till enbart en borrhåsteknik och fyra av fem prover är tagna från borrhåring i finkorniga, sedimentära bergarter. Endast data från försök på fem olika fiskarter, samt försök på musslor har studerats. Urvalet av arter skedde enbart baserat på tillgänglig litteratur och inte i syfte att utgöra ett representativt urval. Det är tänkbart att andra arter och andra organismer är både mer och mindre känsliga för suspenderade partiklar.

Jämfört med de bakgrundsvärden som transporteras i svenska vattendrag är volymen material som förs ut med kaxvattnet mycket liten. Koncentrationerna är dock mycket högre.

Om målet är att ingen påverkan ska kunna uppstå utanför blandningszonen i ett vattendrag är det min bedömning, efter ovanstående litteraturstudie, att kaxvattnet inte bör stå för en större, långvarig ökning av halterna av suspenderade partiklar i recipienten bortom blandningszonen än cirka 10 mg/l. I naturligt grumliga recipienter kan möjligen halter upp mot 100 mg/l tolereras. Litteraturstudien ovan visar också att det är troligt att kortvariga ökning av koncentrationen kan vara mycket högre (dock inte obegränsat höga) utan att ge någon varaktig påverkan. Det verkar dock som att en långvarig (dagar till veckor) ökning av halten suspenderat material på omkring 500 mg/l medför en klar risk för negativ påverkan i recipient. För att kunna fastställa en tydligare nivå krävs ett större dataunderlag. Vilka organismer som lever i olika recipienter och deras känslighet måste utredas från fall till fall.

Nivån som föreslås (maximal ökning på 10 mg/l bortom blandningszonen) är ett mycket försiktigt gränsvärde som tar hänsyn till att samma recipient kan bli mottagare för kaxvatten från många borrhål årligen. I de fall där recipienten endast tar emot vatten från enstaka borrhål över ett år kan högre halter antagligen tillåtas.

Det innebär att gränsen för vilka halter av suspenderat material som kan tolereras i kaxvattnet beror på vattenföringen i recipienten. Om flödet av kaxvatten antas vara 10 l/s och vattenföringen i ett vattendrag som agerar recipient är 500, 5 000 respektive 50 000 l/s innebär det att koncentrationen i kaxvattnet behöver understiga 500 mg/l, 5 000 mg/l respektive 50 000 mg/l för att ökningen inte ska överstiga 10 mg/l bortom blandningszonen. Tillåts 100 mg/l kan kaxvattnet innehålla tio gånger så höga halter. Det här är långt över de hårdaste gränsvärden som satts. Det indikerar dock att det kan finnas en risk för negativ påverkan i naturligt klara recipienter med låg vattenföring eller liten vattenvolym, om kaxvattnet tillförs över lång tid och ingen ytterligare rening sker än grovavskiljning genom sedimentation i en container.

Vid utgående halter i storleksordningen 100 000 mg/l indikerar studier att även korttidsexponering kan medföra allvarligare negativ påverkan. Organis-

mer som lever precis i anslutning till utloppet och som inte kan förflytta sig kan därför påverkas negativt.

Slutligen indikerar studien att det är sannolikt att dagvattnets påverkan är jämförbar med kaxvattnets. Dagvattnet innehåller lägre koncentrationer suspenderade partiklar men tillförs med ett mycket större flöde. Det innehåller även andra ämnen som kan bidra till en negativ påverkan. Därmed finns det en osäkerhet vilken ytterligare påverkan kaxvattnet kan få i recipienter som redan mottagit dagvatten under många år. Sannolikt måste varje recipient bedömas individuellt. Tydligare gränsvärden och en bättre riskbedömning kan sättas om de organismer som lever i varje recipient och deras känslighet kartläggs.

6.4 Gränsvärden

De hårdaste gränsvärden som finns uppsatta i dagen läge ligger på 40 mg/l suspenderat material i kaxvattnet. Det är oerhört lågt. I ett scenario där borrhålet ger 2 liter vatten per sekund och borrhningen tar 8 timmar innebär det att en total mängd på 2 300 g eller omkring 0,04 % av den totala mängden borrhkax får finnas kvar i vattnet.

De onödigt skarpa gränsvärdena innebär att en rad kostsamma åtgärder måste vidtas för att tillräcklig rening ska uppnås. I ett projekt i Lunds kommun fick kaxvattnet passera genom fyra seriekopplade containrar för att slutligen spolats ut i en större, grävd sedimentationsbassäng. Där skulle partiklarna sedimentera tills en tillräckligt låg nivå uppnåtts. Efter ett antal dagar fick man ge upp eftersom vattnet inte kunde renas ner till de uppställda kraven genom sedimentation. Istället fick ett mer omfattande reningsverk byggas, där centrifuger och slutligen flockningsmedel i kombination med centrifugering användes.

Den här studien har inte hittat några vetenskapliga skäl, varken empiriska eller teoretiska, för att kräva en så låg halt. Tvärtom indikerar den att minst 10 gånger högre halter kan tillåtas utan att någon påverkan befaras i de flesta recipienter bortom blandningszonen eller i ledningarna förutsatt att ett tillräckligt stort flöde kan upprätthållas.

Den har också visat att en enda sedimentationscontainer inte på långa vägar räcker för att rena kaxvattnet ner till kraven som ställs. Vid ofta återkommande utsläpp till mindre recipienter är det sannolikt att det inte heller räcker för att rena vattnet tillräckligt för att undvika risk för negativ påverkan. I några fall där grovavskiljningen i containern av olika skäl fungerar dåligt och grövre partiklar passerar genom, kombinerat med ett lågt utflöde finns det risk för avsättning i ledningarna. De här partiklarna kommer med stor sannolikhet spolats vidare vid nästa regn, eller genom spolning av rören efter ett utsläpp. Överlag bedöms risken för igensättning som låg så länge avskiljning av de grövsta partiklarna utförs korrekt.

Energibrunnar utgör den överväldigande majoriteten av borrhålen som anläggs i Sverige. Gränsvär-

dena driver upp kostnaderna för borrhningen och gör därmed geoenergi till ett mindre attraktivt alternativ för uppvärmning, komfort- och processkylning av fastigheter och industrier. I praktiken håller de därmed tillbaka den omfattande omställningen till en hållbar energiförsörjning som vårt samhälle behöver för att uppnå våra klimatmål. Den ekonomiska och miljömässiga vinst som erhålls genom att skärpa gränsvärdena i form av minskade halter suspenderade partiklar i svenska vattendrag måste vägas mot de vinster som inhämtas från geoenergins utbyggnad i form av ökad andel förnyelsebar energi och minskade koldioxidutsläpp.

I Sverige borrar cirka 20 000 energibrunnar varje år (SGU, brunnarkivet). Om varje borrhål antas ge upphov till 2 m³ borrhkax, och att alla ler- och siltpartiklar går vidare ut till recipient med kaxvattnet. De kaxvatten som provtagits i den här studien hade en halt av ler- och siltpartiklar på 40–85%. Om allt material skulle spolats ut i svenska vattendrag innebär det ett tillskott på 42 400–88 400 ton per år, eller 0,08–0,14 ton/km² och år. Om svenska floder naturligt antas transportera 10 ton suspenderat material per km² och år leder det till en ökning av den totala mängden sediment som transporteras naturligt i *suspension* i svenska floder varje år på 0,8 - 1,6 %. Majoriteten av hålen som borrar i Sverige sker i kristallint berg som överlag ger ett grovkornigt borrhkax.

En enkel överslagsräkning visar att det här är volymer som är jämförbara med vad som förs ut tillsammans med det vanliga dagvattnet varje år. Sveriges tre största städer Stockholm, Göteborg och Malmö täcker en area på cirka 380, 203 respektive 76 km² (SCB, tätortsstatistik). Enligt SMHI:s översiktliga nederbördskartor faller det i genomsnitt 700 mm per år över Malmö, 800 mm över Göteborg och 600 mm över Stockholm. Om avrinningskoefficienten antas vara 0,6 och medelhalterna av suspenderade partiklar 50 mg/l innebär det att dagvattnet för med sig omkring 11 400, 4 800 respektive 1 600 ton suspenderade partiklar varje år enbart från Sveriges tre största städer.

7 Slutsatser

De huvudsakliga problemen som kan uppstå vid bortforsling av kaxvatten via dagvattenledningar bedömdes vara avsättning i rören och eventuell miljöpåverkan i recipient. Studien visar att det finns en risk för avsättning om avskiljning av grova partiklar inte utförs, eller utförs bristfälligt. Den vanligaste metoden för grovavskiljning är med en sedimentationscontainer. Bristfällig avskiljning inträffar då container inte töms tillräckligt ofta eller då kaxvattnet spolats in i container utan att bromsas, till exempel via en slang placerad på botten av en container som inte är indelad i fack. Om partiklar större än cirka 0,063 mm passerar genom containern riskerar de att falla ur suspension i rören. De kommer dock med stor sannolikhet spolats vidare med nästa regn, förutsatt att grovavskiljning utförts.

Risken för flödeshindrande avsättning bedöms vara låg om ett flöde på minst 10 l/s ut i dagvattensystemet upprätthålls samtidigt som grovavskiljningen utförs korrekt.

Allvarliga negativa miljökonsekvenser i recipient bedöms kunna undvikas, både på kort och på lång sikt, om utsläpp av kaxvattnet inte leder till en större ökning av koncentrationen av suspenderade partiklar bortom blandningszonen än 10-100 mg/l, beroende på recipientens känslighet. Detta är ett mycket försiktigt gränsvärde som tar hänsyn till att samma recipient kan bli mottagare för kaxvatten från många borrhningar. I de fall där recipienten endast är mottagare för vatten från ett fåtal borrhningar kan troligen högre halter tillåtas. Kaxvatten som tillförs dagvattenledningarna kan därmed innehålla olika halt suspenderade partiklar beroende vilket flöde eller vilken volym vatten som förekommer i recipienten. 10 mg/l erhålls exempelvis i ett vattendrag med ett medelflöde på 500 l/s om kaxvattnet innehåller cirka 500 mg/l och tillförs med ett flöde på 10 l/s. I större recipienter kan högre halter tillåtas. Det är också troligt att kortvariga öknings av koncentrationerna kan vara mycket större utan att ge någon varaktig påverkan.

Kaxvatten från borrhningar i olika bergarter och med olika vattentillgång i marken har analyserats. Koncentrationerna av suspenderat material upp ur borrhålet låg mellan 75 000 – 326 000 mg/l och med en kornstorlek som generellt domineras av sand och silt, med mindre halter av ler- och gruspartiklar. Provet från skrivkrikan i Malmö utgör ett undantag med en lerhalt på 39 %. Efter grovavskiljning i en enskild sedimentationscontainer under pågående borrhning hade koncentrationen sänkts till 21 000 – 118 000 mg/l. Kornstorleken efter en container under pågående borrhning dominerades av silt- och lerpartiklar, med en mindre andel sandpartiklar.

De viktigaste faktorerna som bestämmer koncentrationen av suspenderade partiklar i kaxvattnet var grundvattenflödet upp ur borrhålet, vilken bergart borrhningen sker i samt håldiameter. Undersökningen visade att det fanns stora skillnader i de inkommande partiklarnas kornstorleksfördelning mellan olika bergarter, men en systematisering av dessa kräver troligen fler prover.

Studien har också visat att endast grovavskiljning med en enda container i vissa fall inte räcker för att nå ner till nivåer där man med säkerhet kan säga att ingen negativ påverkan kan förväntas i recipient. Det verkar finnas en risk för negativ påverkan i naturligt klara recipienter med låg vattenföring eller liten vattenvolym i de fall där samma recipient får ta emot vatten från många borrhningar varje år. Ett bättre dataunderlag krävs dock för att göra en säker bedömning.

Kompletterande rening kan behöva utföras i projekt där många borrhål ska borraras och vattnet ska släppas ut i dagvattenledningarna som går till en sådan recipient. En eller flera hydrocykloner utformade för att sälla bort de grova siltpartiklarna och eventuella sandpartiklar kan potentiellt utgöra ett tillräckligt kom-

plement till grovavskiljning med sedimentationscontainer. Det är något som bör undersökas i ytterligare studier.

Slutligen indikerar studien att ett gränsvärde som anger en specifik koncentration kanske inte är tillämplig. Partiklarnas kornstorlek är den i särklass viktigaste faktorn som avgör risken för avsättning i ledningar vid de koncentrationer av suspenderade partiklar som förekommer i det här sammanhanget.

8 Tack

Tack till mina handledare Johan, Mikael och Olof för många givande diskussioner och konstruktiva förslag som gjort arbetet mycket bättre. Tack också till Swecos Malmökontor för skrivplats. Tack till alla hjälpsamma personer på Sweco, VASYD, NSVA och många andra som lyssnat och svarat på mina många frågor. Tack till HP borrhningar, Skånska Energi, Janes Brunnsborrning och Malmberg borrhning för att jag fått störa er i arbetet på borrhplatserna. Slutligen ett stort tack till min familj och mina vänner för allt ert stöd och er uppmuntran genom åren.

9 Referenser

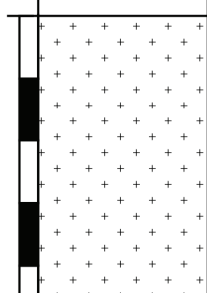
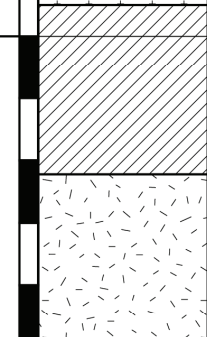
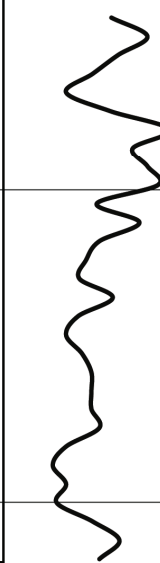
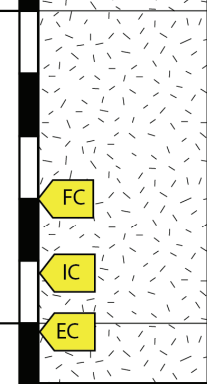
- Allen, P. A., 1997: *Earth Surface Processes*. Blackwell Science Ltd. Oxford. 404 s.
- Altindag, R., 2003: Evaluation of drill cuttings in prediction of penetration rate by using coarseness index and mean particle size in percussive drilling. *Geotechnical and geological engineering* 22. 417-425.
- Anderson, O.H., 1981: *Borrhning och dokumentation – borrhningsteknik jämte metodik för geologisk datainsamling under borrhnings gång*. Lunds Universitet. Avdelningen för kvartärgeologi. Lund. 281 s.
- Bennett, M. R. & Doyle, P., 1997: *Environmental Geology – geology and the human environment*. Wiley. Chichester. 501 s.
- Berlamont, J., Ockenden, M., Toorman, E. & Winterwerp, J., 1993: The characterisation of cohesive sediment properties. *Coastal Engineering* 21, 105-128.
- Brandt, M., 1990: Generation, transport and deposition of suspended and dissolved material – examples from Swedish rivers. *Geografiska Annaler. Series A, physical geography* 72, 273-283.
- Buffington, J. M., 1999: The legend of A. F. Shields. *Journal of hydraulic engineering* 125, 376 – 387.
- Chan-Braun, C., 2012: *Turbulent open channel flow, sediment erosion and sediment transport*. PhD-thesis. Karlsruher institut für Technologie. KIT scientific publishing. 190 s.
- Chu, C. P., Chang, B. V., Liao, G. S., Jean, D. S. & Lee, D. J., 2001: Observations on changes in ultrasonically treated waste-activated sludge. *Water Research* 35, 1038-1046.
- Djodjc, F., Hellgren, S., Futter, M. & Brandt, M.,

- 2012: *Suspenderat material – transporter och betydelsen för andra vattenkvalitetsparametrar*. Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut. Norrköping. ISSN: 1653-8102. 33 s.
- Ekvall, A., 2006: *Lakbarhet för naturballast - bergmaterial och moräner*. RVF rapport 2006:06. ISSN: 1103-4092. RVF utveckling.
- Erlström, M., Thomas, S.A., Deeks, N., Sivhed, U., 1997: Structure and tectonic evolution of the Tornquist Zone and adjacent sedimentary basins in Scania and the southern Baltic Sea area. *Tectonophysics* 271, 191–215.
- Falk, H., Lavergren, U. & Bergbäck, B., 2006: Metal mobility in alum shale from Öland, Sweden. *Journal of geochemical exploration* 90, 157-165.
- Fetter, C. W., 2001: *Applied Hydrogeology, fourth edition*. Merrill Publishing. New Jersey. 598 s.
- Finnemore, E. J. & Franzini, J. B., 1997: *Fluid Mechanics with engineering applications*, 9th ed. The McGraw-Hill Companies, Inc. Belfast. 807 s.
- Fredén, C., 2009: *Berg och jord*. Sveriges Nationalatlas. SNA förlag, 208 s.
- Gabrowski, R. C., Droppo, I. G. & Wharton, G., 2011: Erodibility of cohesive sediment: The importance of sediment properties. *Earth-Science reviews* 105, 101-120.
- Gee, G. W. & Bauder, J. W., 1979: Particle size analysis by hydrometer: A simplified method for routine textural analysis and a sensitivity test of measurement parameters. *Soil science society of America Journal* 43, 1004-1007.
- Gee, G. W. & Or, D., 2002: Particle size analysis. In Dane, J. H. & Topp, G. C (ed.). *Methods of soil analysis. Part 4 – physical methods*, 255-289. Soil Science Society of America, Inc.
- Gregorich, E. G., Kachanoski, R. G. & Voroney, R. P., 1988: Ultrasonic dispersion of aggregates: distribution of organic matter in size fractions. *Canadian Journal of Soil Science* 68, 395-403.
- Gregory, J., 2013: Flocculation Fundamentals. In Tadros, T (ed.). *Encyclopedia of colloid and interface science*, 459 – 491. Springer.
- Hammar, L., Magnusson, M., Rosenberg, R. & Granmo, Å., 2009: *Miljöeffekter vid muddring och dumpning – En litteratursammanställning*. Naturvårdsverket. Rapport 5999. 72 s.
- Haritashya, U. K., Kumar, A. & Singh, P., 2010: Particle size characteristics of suspended sediment transported in meltwater from the Gangotri glacier, Central Himalaya – An indicator of subglacial sediment evacuation. *Geomorphology* 122, 140-152.
- Henley, W. F., Patterson, M. A., Neves, R. J. & Lemly, D., 2000: Effects of sedimentation and turbidity of lotic food webs: A concise review for natural resource managers. *Reviews in fisheries science* 8, 125-139.
- Hilliard, V., 1997: *Drilling – The manual of Methods, Applications, and Management*. Australian Drilling Industry Training Committee Limited. CRC Press.
- Taylor & Francis group. Boca Raton. 615 s.
- Hjulström, F., 1935: *Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the river Fyris*. Inaugural dissertation. Uppsala. 527 s.
- Hughes, M. A., 2001: Coagulation and Flocculation part I. In Svarovski, L. ed. *Solid-Liquid Separation (fourth edition)*, 104-127. Butterworth-Heinemann. Oxford.
- Ikari, M. J. & Kopf, A. J., 2011: Cohesive strength of clay-rich sediment. *Geophysical research letters* 38, L16309.
- Jarvis, P., Jefferson, B., Gregory, J. & Parsons, S. A., 2005: A review of floc strength and breakage. *Water research* 39, 3121-3137.
- Jones, J. I., Duerdoth, C. P., Collins, A. L., Naden, P. S. & Sear, D. A., 2014: Interactions between diatoms and fine sediment. *Hydrological processes* 28, 1226-1237.
- Karlsson, K., Viklander, M., Scholes, L. & Revitt, M., 2010: Heavy metal concentrations and toxicity in water and sediment from stormwater ponds and sedimentation tanks. *Journal of hazardous materials* 178, 612-618.
- Kornfält, K-A., Bergström, J., Carsrud, L., Henkel, H. & Sundquist, B., 1978: *Beskrivning till berggrundskartan och flygmagnetiska kartan Kristianstad SO*. Serie Af 121. Sveriges Geologiska Undersökning. 120 s.
- Krishnappan, B. G., 2007: Recent advances in basic and applied research in cohesive sediment transport in aquatic systems. *Canadian Journal of Civil Engineering* 34, 731-743.
- Lagaly, G., 2006: Colloid Clay Science. In Bergaya, F., Theng, B. K. G. & Lagaly, G. (ed.). *Handbook of clay science*, 141-245. Developments of Clay Science, Vol 1. Elsevier Ltd.
- Lagerblad, B., Westerholm, M. & Gram, H., 2011: *Bergkrossmaterial som ballast i Betong*. CBI Betonginstitutet. 44 s.
- Lake, R. G. & Hinch, S. G., 1999: Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences* 56, 862-867.
- Le Roux, J. P., 2005: Grains in motion: A review. *Sedimentary Geology* 178, 285–313.
- Lick, W. & Huang, H., 1993: Flocculation and the physical properties of flocs. *Coastal and Estuarine studies* 42, 21-39.
- Lidström, V., 2011: *Vårt Vatten – Grundläggande lärobok i vatten- och avloppsteknik*. Institutionen för kemiteknik. Lunds Tekniska Högskola. Svenskt Vatten AB. 212 s.
- Li, Q., Jonas, U., Zhao, X. S. & Kappl, M., 2008: The forces at work in colloidal self-assembly: A review on fundamental interactions between colloidal particles. *Asia-Pacific Journal of Chemical Engineering* 3, 255-268.
- Li, T, Zhu, Z., Wang, D., Yao, C. & Tang, H., 2006: Characterization of floc size, strength and structure under various coagulation mechanisms. *Powder*

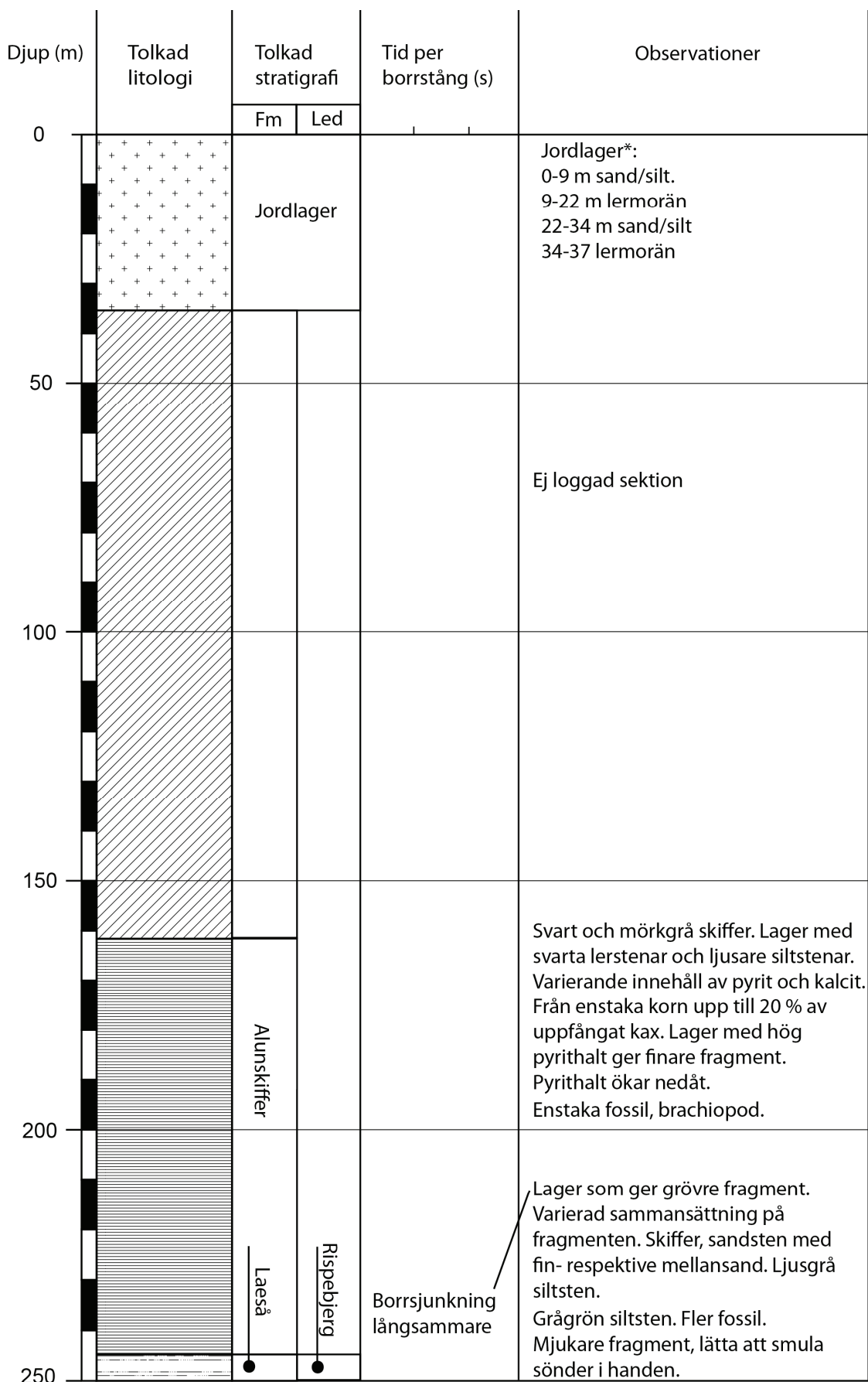
- technology 168, 104-110.
- Lindgren, Å., 2001: *Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor*. Vägverket. Publ 2001: 114. 43 s.
- Liu, H., 2003: *Pipeline Engineering*. CRC Press LLC. Boca Raton. 411 s.
- Lu, S., Pugh, R. J. & Forsberg, E., 2005: *Interfacial Separation of Particles*. Elsevier. Amsterdam. 694 s.
- Lundqvist, S. & Göransson, M. J., 2001: Evaluation and interpretation of microscopic parameters vs. mechanical properties of Precambrian rocks from the Stockholm region, Sweden. *Proceedings of the 8th Euroseminar Applied to Building Materials*, Athens. 13-20.
- Lvovich, M. I., Karasik, G. Y., Bratseva, N. L., Medvedeva, G. P. & Maleshko, A. V., 1991: *Contemporary intensity of the world land intracontinental erosion*. USSR Academy of sciences, Moscow.
- Malmö Stad, 2008: *Dagvattenstrategi för Malmö*. 49 s.
- McTigue, N. E. & Symons, J. M., 2010: *The water dictionary: A comprehensive reference of water terminology*. 2nd ed. American Water Works Association. 718 s.
- Meybeck, M., Laroche, L., Dürr, H. H. & Syvitski, J. P. M., 2003: Global variability of daily total suspended solids and their fluxes in rivers. *Global and planetary change* 39, 65-93.
- Mueller, S., Llewellyn, E. W. & Mader, H. M., 2010: The rheology of suspensions of solid particles. *Proceedings of the royal society A* 466, 1201-1228.
- Naturvårdsverket, 2011: *Kemisk och biologisk karakterisering av punktutsläpp till vatten. En handbok med vägledning om bestämning av egenskaper hos utsläpp av avloppsvatten*. Handbok 2010:3, utgåva 3. Naturvårdsverket.
- Nielsen, A. T. & Schovsbo, N. H., 2007: Cambrian to basal Ordovician lithostratigraphy in southern Scandinavia. *Bulletin of the geological society of Denmark* 53, 47-92.
- Nielsen, A. T. & Schovsbo, N. H., 2011: The lower Cambrian of Scandinavia: Depositional environment, sequence stratigraphy and palaeogeography. *Earth-Science Reviews* 107, 207-310.
- North, P. F., 1976: Towards an absolute measurement of soil structural stability using ultrasound. *Journal of Soil Science* 27, 451-459.
- Pritchard, D. T., 1974: A method for soil particle-size analysis using ultrasonic disaggregation. *Journal of Soil Science* 25, 34-40.
- Raudkivi, A. J., 1990: *Loose Boundary Hydraulics*, 3rd ed. Pergamon Press. Oxford. 538 s.
- Ren, M. & Shi, Y., 1986: Sediment discharge of the Yellow River (China) and its effect on the sedimentation of the Bohai and the Yellow Sea. *Continental Shelf-Research* 6, 785-810.
- Rivinoja, P. & Larsson, S., 2001: *Effekter av grumling och sedimentation på fauna i strömmande vatten – en litteratursammanställning*. Sveriges Lantbruksuniversitet. Vattenbruksinstitutionen. Rapport 31. Umeå. 49 s.
- Roberts, J., Jepsen, R., Gotthard, D. & Lick, W., 1998: Effects of particle size and bulk density on erosion of quartz particles. *Journal of hydraulic engineering* 124, 1261 – 1267.
- Robertson, M. J., Scruton, D. A., Gregory, R. S. & Clarke, K., D., 2006: *Effect of suspended sediment on freshwater fish and fish habitat*. Canadian technical report of fisheries aquatic sciences 2644. 37 s.
- Saasen, A., Dahl, B. & Jødestøl, K., 2013: Particle size distribution of top-hole drill cuttings from Norwegian sea area offshore wells. *Particulate science and technology* 31. 85-91.
- Schieber, J., Southard, J. B., Kissling, P., Rossman, B. & Ginsburg, R., 2013: Experimental deposition of carbonate mud from moving suspensions: importance of flocculation and implications for modern and ancient carbonate mud deposition. *Journal of Sedimentary Research* 83, 1025 – 1031.
- Schieber, J., Southard, J. & Thaisen, K., 2007: Accretion of mudstone beds from migrating floccules ripples. *Science* 318, 1760 – 1763.
- Schieber, J. & Southard, J., 2009: Bedload transport of mud by floccules ripples – Direct observation of ripple migration processes and their implications. *Geology* 37, 483-486.
- Schmidt, M. W. I., Rumpel, C. & Kögel-Knaber, I., 1999: Evaluation of an ultrasonic dispersion procedure to isolate primary organomineral complexes from soils. *European Journal of Soil Science* 50, 87-94.
- Sivhed, U. & Wikman, H., 1986: *Berggrundsgeologiska kartan 3C Helsingborg SV med flygmagnetisk och strukturgeologisk karta*. Serie Af 149. Sveriges Geologiska Undersökning. 108 s.
- Sivhed, U., Wikman, H. & Erlström, M., 1999: *Beskrivning till berggrundskartorna 1C Trelleborg NV och NO samt 2C Malmö SV, SO, NV och NO*. Serie Af 191-194, 196 samt 198. Sveriges Geologiska Undersökning. 143 s.
- Sivhed, U., Wikman, H. & Erlström, M., 2001: *Berggrundskartan 2C Malmö NO, skala 1:50 000*. Serie Af 192. Sveriges Geologiska Undersökning.
- SMHI, 2014: *Flödesstatistik 1900-tal*. Nedladdad 2014-05-01.
- Stevens, R. L. 1991: Grain-size distribution of quartz and feldspar extracts and implications for flocculation processes. *Geo-Marine Letters* 11. 162-165.
- Stockholm Vatten, 2001: *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav- del 2, Dagvattenklassificering*.
- Stockholm Vatten, 2000: *Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav*. Stockholm.
- Svarovsky, L., 2000: *Solid-liquid separation*. Butterworth-Heinemann. Oxford. 554 s.
- Svenskt Vatten, 2004: *Dimensionering av allmänna avloppsledningar*. Publikation P90. Svenskt Vatten AB. 80 s.
- Tadros, T. F., 2012: *Dispersion of powders in liquids*

- and stabilization of suspensions*. Wiley-VCH. Weinheim. 281 s.
- Tambo, N. & Watanabe, Y., 1979: Physical characteristics of flocs – I. The floc density function and aluminium floc. *Water research* 13, 409-419.
- Tarleton, E. S. & Wakeman, R. J., 2007: *Solid/liquid Separation: Equipment Selection and Process Design*. Elsevier. 464 s.
- Ternat, F., Boyer, P., Anselmet, F. & Amiehl, M., 2008: Erosion threshold of saturated natural cohesive sediments: Modeling and experiments. *Water resources research* 44, 1-18.
- Te Slaa, S., He, Q., van Maren, D. S. & Winterwerp, J. C., 2013: Sedimentation processes in silt-rich sediment systems. *Ocean Dynamics* 63, 399-421.
- Tucker, M. E., 2001: *Sedimentary Petrology 3rd ed.* Blackwell publishing. Oxford. 262s.
- Valeur, J. R. & Jensen, A., 2001: Sedimentological research as a basis for environmental management: The Øresund fixed link. *The science of the total environment* 266, 281-289.
- Vanoni, V. A., 1964: *Measurements of critical shear stress for entraining fine sediments in a boundary layer*. Report No. KH-R-7. W. M Keck Laboratory of hydraulics and water resources. Division of engineering and applied science. California institute of technology. Pasadena, California.
- Walling, D. E. & Webb, B. W., 1996: Erosion and sediment yield: A global overview. *Erosion and sediment yield: Global and regional perspectives (Proceedings of the Exeter symposium)*. IAHS publ. no. 236, 3-19.
- Weaver, C. E., 1989: *Clays, Muds, and Shales. Developments in Sedimentology 44*. Amsterdam. Elsevier Science publishers B. V. 819 s.
- Wright, H., 2013: *Sensitive Drilling*. Construction Europe 24. 40-44.
- Yalin, M. S., 1972: *Mechanics of sediment transport*. Pergamon Press. New York. 290 s.

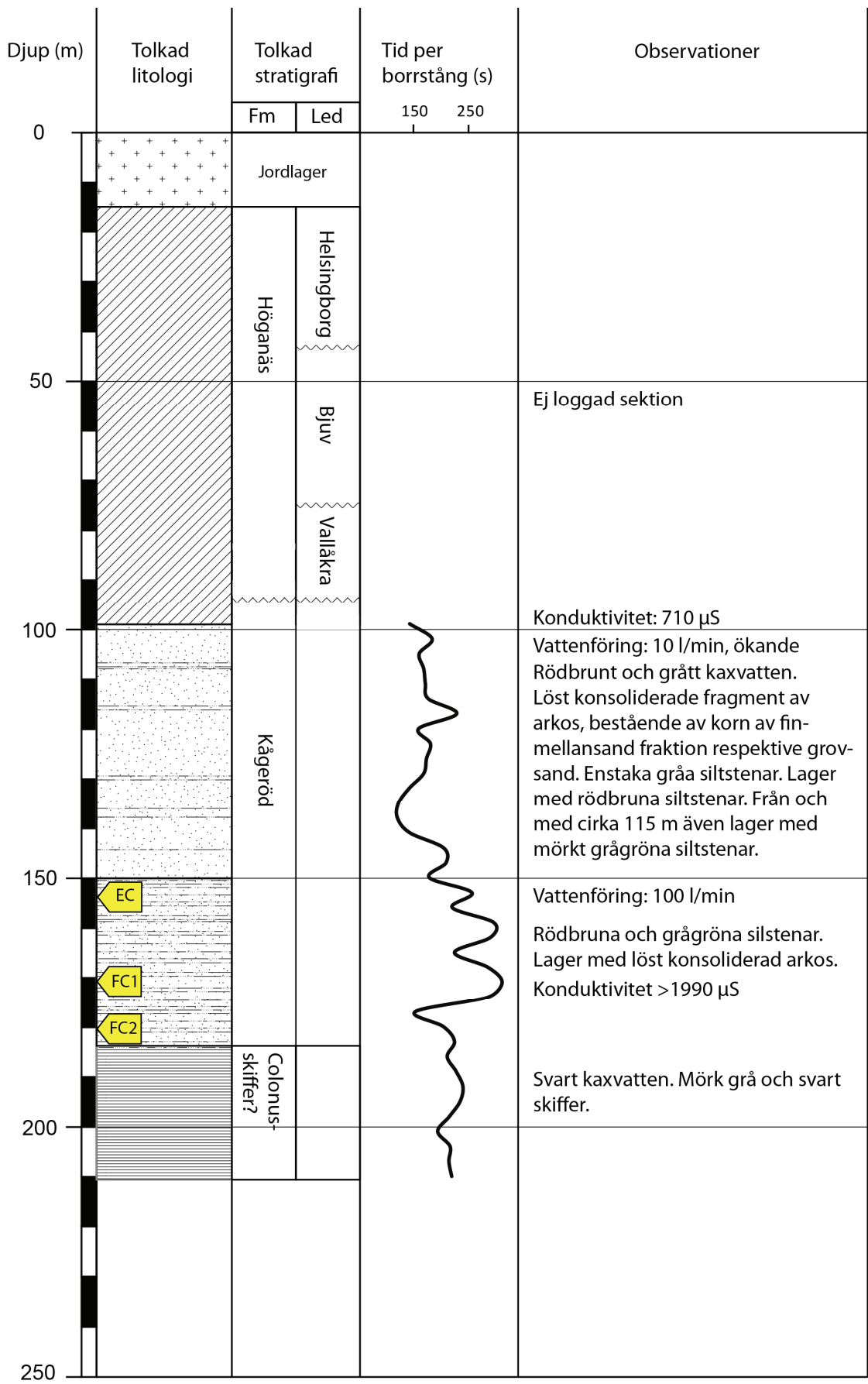
Appendix 1: Geologiska loggar

Djup (m)	Tolkad litologi	Tolkad stratigrafi	Tid per borrhång (s)		Observationer
			200	250	
0		Jordlager			
50					Ej loggad sektion
		Granitisk intrusion			Granit till syenit. Fragment består av kvarts, plagioklas, kalifältspat och hornblände, med mindre mängd biotit. Enstaka korn av epidot och granat upptäcktes under mikroskop.
100					Grått eller rödbrunt kaxvatten. Färgskillnaden kunde kopplas till mineralogi, där det gråa kaxvattnet innehåller kax med en hög halt av kvarts och det rödbruna en hög halt av kalifältspat. Borrrens sjunkhastighet ökade genom partierna rika i kalifältspat.
150					Vattenföring: Mycket låg, 5 l/min. Vatten tillsätts under borring.
200					
250					

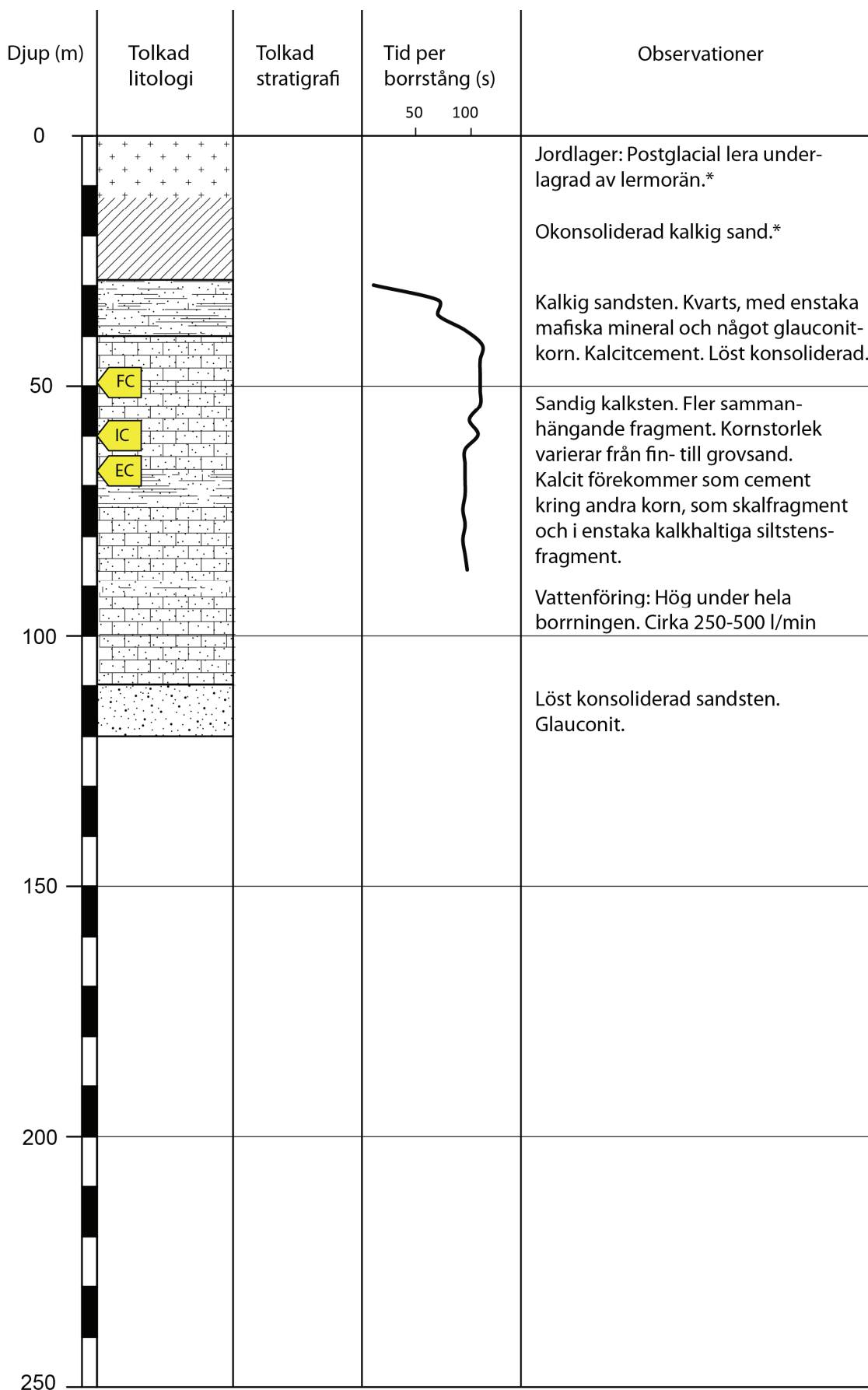
Appendix 1a: Geologisk logg från borrhningen i Eldsberga. Lagerföljd och stratigrafi tolkad utifrån kaxprover.



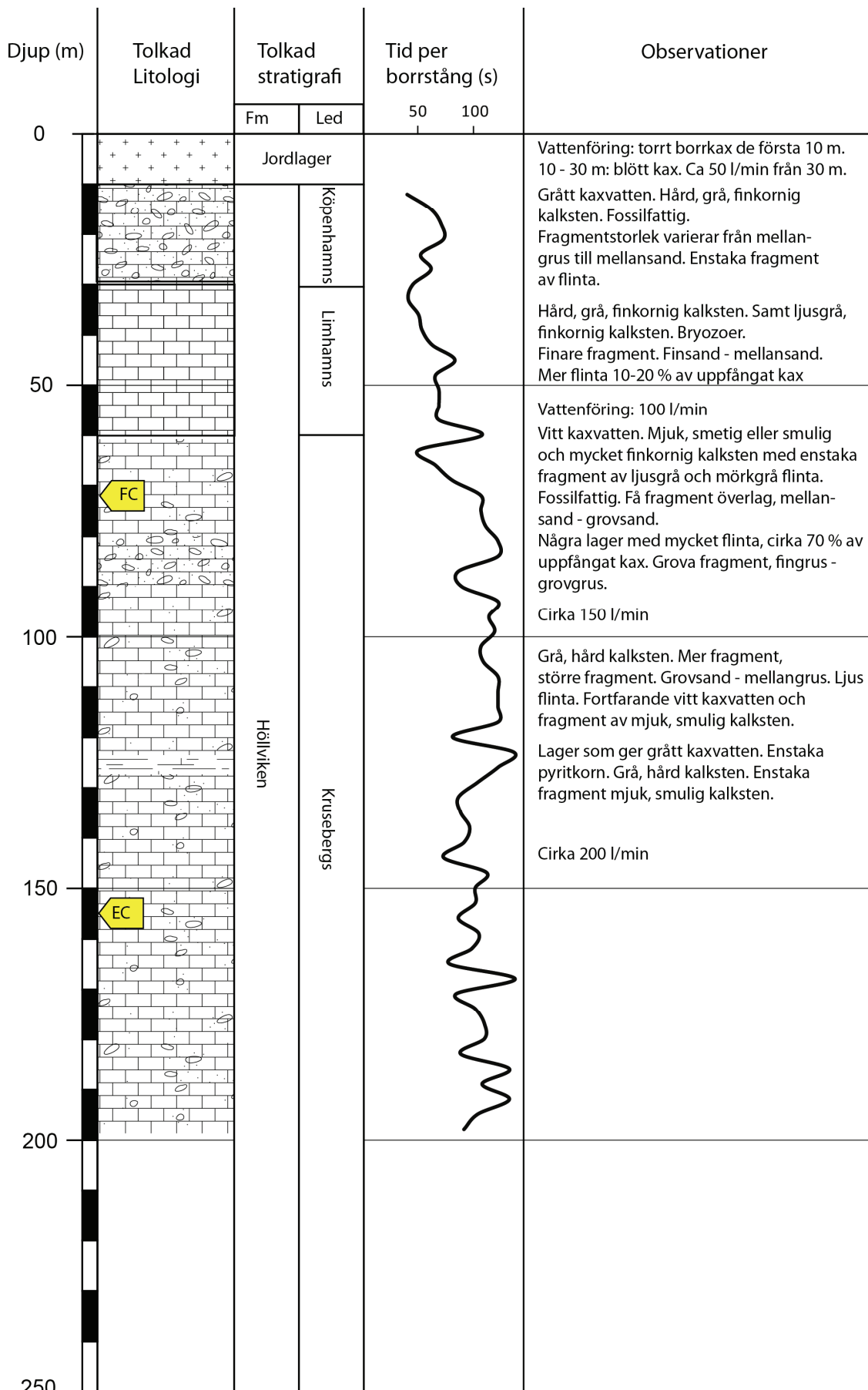
Appendix 1b: Geologisk logg från borrhningen i Södra Sandby. Lagerföljd och stratigrafi tolkad utifrån kaxprover.



Appendix 1c: Geologisk logg från borrhningen i Mörap. Lagerföljd och stratigrafi tolkad utifrån kaxprover.



Appendix 1d: Geologisk logg från borrhången i Kristianstad. Lagerföljd och stratigrafi tolkad utifrån kaxprover.



Appendix 1e: Geologisk logg från borrhången i Malmö. Lagerföljd och stratigrafi tolkad utifrån kaxprover.

Tidigare skrifter i serien

”Examensarbeten i Geologi vid Lunds universitet”:

363. Jönsson, Ellen, 2013: Bevarat maginnehåll hos mosasaurier. (15 hp)
364. Cederberg, Julia, 2013: U-Pb baddeleyite dating of the Pará de Minas dyke swarm in the São Francisco craton (Brazil) - three generations in a single swarm. (45 hp)
365. Björk, Andreas, 2013: Mineralogisk och malmpetrografisk studie av disseminerade sulfider i rika och fattiga prover från Kleva. (15 hp)
366. Karlsson, Michelle, 2013: En MIFO fas 1 -inventering av förorenade områden: Kvarnar med kvicksilverbetning Jönköpings län. (15 hp)
367. Michalchuk, Stephen P., 2013: The Säm fold structure: characterization of folding and metamorphism in a part of the eclogite-granulite region, Sveconorwegian orogen. (45 hp)
368. Praszkiar, Aron, 2013: First evidence of Late Cretaceous decapod crustaceans from Åsen, southern Sweden. (15 hp)
369. Alexson, Johanna, 2013: Artificial groundwater recharge – is it possible in Mozambique? (15 hp)
370. Ehlorsson, Ludvig, 2013: Hydrogeologisk kartering av grundvattenmagasinet Åsumsfältet, Sjöbo. (15 hp)
371. Santsalo, Liina, 2013: The Jurassic extinction events and its relation to CO₂ levels in the atmosphere: a case study on Early Jurassic fossil leaves. (15 hp)
372. Svantesson, Fredrik, 2013: Alunskiffern i Östergötland – utbredning, mäktigheter, stratigrafi och egenskaper. (15 hp)
373. Iqbal, Faisal Javed, 2013: Paleoecology and sedimentology of the Upper Cretaceous (Campanian), marine strata at Åsen, Kristianstad Basin, Southern Sweden, Scania. (45 hp)
374. Kristinsdóttir, Bára Dröfn, 2013: U-Pb, O and Lu-Hf isotope ratios of detrital zircon from Ghana, West-African Craton – Formation of juvenile, Palaeoproterozoic crust. (45 hp)
375. Grenholm, Mikael, 2014: The Birimian event in the Baoulé Mossi domain (West African Craton) — regional and global context. (45 hp)
376. Hafnadóttir, Marín Ósk, 2014: Understanding igneous processes through zircon trace element systematics: prospects and pitfalls. (45 hp)
377. Jönsson, Cecilia A. M., 2014: Geophysical ground surveys of the Matchless Amphibolite Belt in Namibia. (45 hp)
378. Åkesson, Sofia, 2014: Skjutbanors påverkan på mark och miljö. (15 hp)
379. Härling, Jesper, 2014: Food partitioning and dietary habits of mosasaurs (Reptilia, Mosasauridae) from the Campanian (Upper Cretaceous) of the Kristianstad Basin, southern Sweden. (45 hp)
380. Kristensson, Johan, 2014: Ordovicium i Fågelsångskärnan-2, Skåne – stratigrafi och faciesvariationer. (15 hp)
381. Höglund, Ida, 2014: Hiatus - Sveriges första sällskapsspel i sedimentologi. (15 hp)
382. Malmer, Edit, 2014: Vulkanism - en fara för vår hälsa? (15 hp)
383. Stamsnijder, Joaen, 2014: Bestämning av kvartshalt i sandprov - metodutveckling med OSL-, SEM- och EDS-analys. (15 hp)
384. Helmfrid, Annelie, 2014: Konceptuell modell över spridningsvägar för glasbruksföroreningar i Rejmyre samhälle. (15 hp)
385. Adolfsson, Max, 2014: Visualizing the volcanic history of the Kaapvaal Craton using ArcGIS. (15 hp)
386. Hajny, Casandra, 2014: Ett mystiskt ryggradsdjursfossil från Åsen och dess koppling till den skånska, krittida ryggradsdjursfaunan. (15 hp)
387. Ekström, Elin, 2014: – Geologins betydelse för geotekniker i Skåne. (15 hp)
388. Thuresson, Emma, 2014: Systematisk sammanställning av större geoenergianläggningar i Sverige. (15 hp)
389. Redmo, Malin, 2014: Paleontologiska och impaktrelaterade studier av ett anomalt lerlager i Schweiz. (15 hp)
390. Artursson, Christopher, 2014: Comparison of radionuclide-based solar reconstructions and sunspot observations the last 2000 years. (15 hp)
391. Svahn, Fredrika, 2014: Traces of impact in crystalline rock – A summary of processes and products of shock metamorphism in crystalline rock with focus on planar deformation features in feldspars. (15 hp)
392. Järvin, Sara, 2014: Studie av faktorer som påverkar skredutbredningen vid Norsälven, Värmland. (15 hp)

393. Åberg, Gisela, 2014: Stratigrafin i Hanöbukten under senaste glaciationen: en studie av borrhävar från IODP's expedition nr 347. (15 hp)
394. Westlund, Kristian, 2014: Geomorphological evidence for an ongoing transgression on northwestern Svalbard. (15 hp)
395. Rooth, Richard, 2014: Uppföljning av utlastningsgrad vid Dannemora gruva; april 2012 - april 2014. (15 hp)
396. Persson, Daniel, 2014: Miljögeologisk undersökning av deponin vid Getabjär, Sölvesborg. (15 hp)
397. Jennerheim, Jessica, 2014: Undersökning av långsiktiga effekter på mark och grundvatten vid infiltration av lakvatten – fältundersökning och utvärdering av förhållanden vid Kejsarkullens avfallsanläggning, Hultsfred. (15 hp)
398. Särman, Kim, 2014: Utvärdering av befintliga vattenskyddsområden i Sverige. (15 hp)
399. Tuveesson, Henrik, 2014: Från hav till land – en beskrivning av geologin i Skrylle. (15 hp)
400. Nilsson Brunlid, Anette, 2014: Paleoekologisk och kemisk-fysikalisk undersökning av ett avvikande sedimentlager i Barsebäcks mosse, sydvästra Skåne, bil dat för ca 13 000 år sedan. (15 hp)
401. Falkenhaug, Jorunn, 2014: Vattnets kretslopp i området vid Lilla Klåveröd: ett kunskapsprojekt med vatten i fokus. (15 hp)
402. Heingård, Miriam, 2014: Long bone and vertebral microanatomy and osteohistology of 'Platecarpus' ptychodon (Reptilia, Mosasauridae) – implications for marine adaptations. (15 hp)
403. Kall, Christoffer, 2014: Microscopic echinoderm remains from the Darriwilian (Middle Ordovician) of Västergötland, Sweden – faunal composition and applicability as environmental proxies. (15 hp)
404. Preis Bergdahl, Daniel, 2014: Geoenergi för växthusjordbruk – Möjlig anläggning av värme och kyla i Västskåne. (15 hp)
405. Jakobsson, Mikael, 2014: Geophysical characterization and petrographic analysis of cap and reservoir rocks within the Lund Sandstone in Kyrkheddinge. (15 hp)
406. Björnfors, Oliver, 2014: A comparison of size fractions in faunal assemblages of deep-water benthic foraminifera—A case study from the coast of SW-Africa.. (15 hp)
407. Rådman, Johan, 2014: U-Pb baddeleyite geochronology and geochemistry of the White Mfolozi Dyke Swarm: unravelling the complexities of 2.70-2.66 Ga dyke swarms on the eastern Kaapvaal Craton, South Africa. (45 hp)
408. Andersson, Monica, 2014: Drumliner vid moderna glaciärer — hur vanliga är de? (15 hp)
409. Olsenius, Björn, 2014: Vinderosion, sanddrift och markanvändning på Kristianstadsslätten. (15 hp)
410. Bokhari Friberg, Yasmin, 2014: Oxygen isotopes in corals and their use as proxies for El Niño. (15 hp)
411. Fullerton, Wayne, 2014: REE mineralisation and metasomatic alteration in the Olserum metasediments. (45 hp)
412. Mekhaldi, Florian, 2014: The cosmic-ray events around AD 775 and AD 993 - Assessing their causes and possible effects on climate. (45 hp)
413. Timms Eliasson, Isabelle, 2014: Is it possible to reconstruct local presence of pine on bogs during the Holocene based on pollen data? A study based on surface and stratigraphical samples from three bogs in southern Sweden. (45 hp)
414. Hjulström, Joakim., 2014: Bortforsling av kaxblandat vatten från borrhävar via dagvattenledningar: Riskanalys, karaktärisering av kaxvatten och reningsmetoder. (45 hp)



LUNDS UNIVERSITET

Geologiska institutionen
Lunds universitet
Sölvegatan 12, 223 62 Lund