

Metodik för bestämning av åkerdikens status

– Fallstudie av ett dike i Munktorps socken

Methods for determining the status of agricultural ditches

– Case study of an agricultural ditch in the parish of Munktorp

Hanna Johansson



Magisteruppsats i markvetenskap
Agronomprogrammet – inriktning mark/växt

SLU, Sveriges lantbruksuniversitet
Fakulteten för naturresurser och lantbruksvetenskap
Institutionen för mark och miljö

Hanna Johansson

Metodik för bestämning av åkerdikens status – Fallstudie av ett dike i Munktorps socken
Methods for determining the status of agricultural ditches – Case study of an agricultural ditch in the parish of Munktorp

Handledare: Ingrid Wesström, institutionen för mark och miljö, SLU
Examinator: Lars Bergström, institutionen för mark och miljö, SLU

EX0728, Självständigt arbete i markvetenskap – magisterarbete, 30 hp, Avancerad nivå, A1E
Agronomprogrammet – inriktning mark/växt 270 hp

Serienamn: Examensarbeten, Institutionen för mark och miljö, SLU
2013:12

Uppsala 2013

Nyckelord: åkerdike, öppna diken, dikesunderhåll, dikesstabilitet, Madrasmetoden, sedimenttransport, övergödning, fosfor

Elektronisk publicering: <http://stud.epsilon.slu.se>

Omslag: Sträcka av diket i Munktorp, 2012, foto författaren

Abstract

Agricultural drainage ditches are links between fields, lakes and oceans, having the potential to transport e.g. sediment and nutrients. When in a good condition, drainage ditches can act as sinks for e.g. phosphorus and sediments and prevent eutrophication downstream. The aim of this study was to determine the condition of one agricultural drainage ditch and to come up with suggestions for appropriate measures. The aim was also to determine which of the ditch's properties that were possible to evaluate visually, which processes they represented as well as which properties required complementary physical analysis. This in order to contribute to the work of developing a method for determining the status/condition of agricultural drainage ditches. Ten sections of the ditch were evaluated visually according to the Madras method. Soil samples were also taken from the fields right next to the ditch and from the middle of the ditch bank from each section. The soil type was also determined. Sediment samples were analysed for texture, micro aggregates, organic material and P-AL. Water samples were analysed for turbidity and different phosphorus fractions. The results from the Madras evaluation showed different conditions of the ditch's sections where one section was in a bad condition and needed measures. The condition of this section was most likely due to erosion from surface runoff and from bank failure. This was probably caused by unsatisfactory dimensions for today's larger precipitation. A clean out is recommended as well as starting to use protection zones on the fields next to the ditch section. The Madras method was efficient in determining the ditch's ability to divert water and could probably be used by farmers. To determine whether the ditch was a source or a sink of phosphorus and sediment physical analysis were required. The results showed that some sections of the ditch may have functioned as sediment sources but that the ditch in general was a sediment sink because the sediment depth was larger upstream than downstream. Whether or not the ditch was a source or sink of phosphorus was more difficult to determine. The phosphorus concentrations in the water were not unusually large. However, in order to decide in the matter analysis of the ditch's phosphorus retention capacity should also be carried out.

Key words: Agricultural drainage ditch, Ditch maintenance, Ditch stability, Madras, Sediment transport, Eutrophication, Phosphorus.

Sammanfattning

Åkerdiken fungerar som länk mellan fält och sjöar och hav och kan transportera bl.a. näringsämnen och sediment. Beroende på dikets status kan det utföra viktiga funktioner som att vara sänka/lagringsplats för ex. fosfor som är det begränsande ämnet för övergödning i sötvatten. Syftet med den här studien var att bestämma status och ge åtgärdsförslag för ett åkerdike samt att utvärdera vilka av dikets egenskaper som är möjliga att utvärdera visuellt i fält, vilka processer de egenskaperna representerar, samt att definiera vilka egenskaper som inte kan utvärderas enbart visuellt utan behöver kompletterande undersökningar. Detta för att bidra i arbetet med att utveckla en metod för bestämning av åkerdikens status. Tio delsträckor av diket valdes ut och utvärderades visuellt enligt Madras-metoden. Dessutom togs jordprover från fältkanterna intill diket och från mitten av dikesbankerna. Från dessa bestämdes jordarten. Sedimentprover togs och analyserades för P-AL, textur, mikroaggregat och organiskt material. Vattenprover analyserades för turbiditet och koncentrationer av olika fosforformer. Resultaten visade varierande skick på dikessträckorna enligt Madras-utvärderingen. Endast en sträcka befann sig i dåligt skick och borde därmed åtgärdas. Skicket berodde troligen på erosion från ytavrinning och från dikesbanken som kan ha berott på otillräcklig dimensionering i och med ökade nederbördsmängder. Rensning av sträckan rekommenderas samt införandet av skyddszoner. Madras-metoden var effektiv för bedömning av dikets markavvattnande förmåga och skulle troligen kunna användas av lantbrukare. För att få svar på om diket var en fosfor- eller sedimentkälla eller ej, behövdes kompletterande analyser. Resultaten visade att vissa delsträckor av diket kan ha fungerat som sedimentkällor men generellt var diket troligen en sedimentsänka i och med att sedimentdjupet var större uppströms. Om diket var en fosforkälla eller ej var dock svårare att se. Fosforhalterna i vattnet var inte ovanligt höga men sedimentets fosforretentionsförmåga skulle också behöva mätas för att bättre avgöra frågan.

Nyckelord: åkerdike, öppna diken, dikesunderhåll, dikesstabilitet, Madrasmetoden, sedimenttransport, övergödning, fosfor.

Innehållsförteckning

1	Inledning	5
2	Bakgrund/litteraturstudie	7
2.1	Dikesutformning	7
2.2	Utvärderingsmetoder av dikens skick	8
2.3	Erosion och sedimenttransport	9
2.4	Diken som fosforfälla	10
2.5	Dikesrensning	13
2.6	Historik och framtid	14
3	Material och metod	16
3.1	Undersökningsområde	16
3.2	Madrasutvärdering	19
3.3	Jordprover	20
3.4	Sedimentprover	21
3.5	Vattenprover	21
3.6	Geografiska informationssystem	22
4	Resultat	23
4.1	Madrasundersökningen	23
4.2	Kornstorlek, mikroaggregat och organiskt material	25
4.3	Fosfor i sediment och vatten	33
4.4	Vattnets turbiditet	34
5	Diskussion	35
5.1	Dikets status	35
5.2	Diket som fosforkälla/fosforsänka	36
5.3	Resultaten i jämförelse med andra studier	37
5.4	Åtgärder och hållbarhet	38
5.5	Metodval och felkällor	39
6	Slutsatser	40
	Referenslista	41
	Bilagor	44

1 Inledning

I Sveriges jordbrukslandskap finns 12 968 mil diken (Glimskär m.fl. 2007). Dessa är till för att föra bort överskottsvatten från jordbruksmarken så att det växer bättre och blir mer effektivt att bruka marken. Kort sagt kan odlingssäsongen förlängas med fungerande markavvattningssystem.

Under 1800-talet genomfördes en stor utdikning av Sverige för att ta fram mer användbara landområden för bland annat jordbruk (Nationalencyklopedin 2012). Sjöar sänktes och många diken grävdes. På grund av detta omvandlades stora delar av landskapet och ekosystemen förändrades från våtmarksmiljöer till torrare åkermiljöer. I södra och mellersta delen av Sverige råder det idag markavvattningsförbud vilket syftar till att skydda de våtmarker som finns kvar (Länsstyrelserna 2006). Våtmarkerna utgör bl.a. viktiga habitat för många växt- och djurarter (Naturvårdsverket 2012) och kan främja sedimentation och lagra fosfor (Strock m.fl. 2010). Genom att de utgör gynnsamma miljöer för denitrifikation kan de även rena inkommande vatten från kväve (Strock m.fl. 2010). Öppna åkerdiken har en del av våtmarkens egenskaper som att vara habitat för vattenlevande organismer och som en miljö för omvandling, utsläpp och kvarhållning av olika näringsämnen och föroreningar (Needelman m.fl. 2007). Därför är de viktiga att bevara, särskilt i miljöer där det inte finns tillräckligt med våtmarker.

När ett dike fungerar optimalt för det bort vatten från omgivningen, transporterar bort sediment och kan tillhandahålla olika ekosystemtjänster (D'Ambrosio m.fl. 2012) såsom förmågan att förhindra näringsämnen, som t.ex. fosfor, (Magner m.fl. 2010) och föroreningar från att nå vattendrag nedströms (Sharpley m.fl. 2007). Därmed kan de hjälpa till att förhindra exempelvis övergödning av våra sjöar och hav.

I vissa fall kan dock diken istället fungera som källor av fosfor (Sharpley m.fl. 2007). För att ett dike ska fungera optimalt måste det vara designat på rätt sätt med exempelvis vattenflödes hastighet och jordart i beräkning (Fangmeier m.fl. 2006). Det måste också underhållas med jämna mellanrum så att det inte växer igen, fylls med sediment eller förstörs genom erosion etc. Dikens status är därför viktig att

hålla koll på. Det kan dock vara svårt att avgöra om och hur ett dike behöver underhållas eller åtgärdas. Ibland kan det räcka med att göra punktåtgärder på specifika sträckor av ett dike i stället för att exempelvis rensa hela diket (Magner m.fl. 2010). Lantbrukare och rådgivare kan ha svårt att avgöra behoven och därför behöver utveckling ske av en ny metod för bestämning av dikens status.

Syftet med detta examensarbete är att bestämma status och ge åtgärdsförslag för ett åkerdike i Munktorps socken i Köpings kommun, samt att utvärdera vilka av diketens egenskaper som är möjliga att utvärdera visuellt i fält, vilka processer de egenskaperna representerar, samt att definiera vilka egenskaper som inte kan utvärderas enbart visuellt utan behöver kompletterande undersökningar. Examensarbetet utgör en del av ett tre-årigt projekt vid institutionen för mark och miljö, SLU, avdelningen för jordbearbetning och hydroteknik. Syftet med projektet är att utveckla en metodik för bestämning av åkerdikens status och åtgärdsbehov. Under de tre åren kommer sex diken med olika jordart att undersökas.

Frågeställningar som uppsatsen besvarar:

- Vilken status har diket?
- Är Madrasmetoden en effektiv utvärderingsmetod för åkerdiken som underlättar för lantbrukares egenkontroll? Behövs även fysikaliska analyser för att få en tillförlitlig bild av diket?
- Behöver sträckor åtgärdas och i så fall på grund av vad? Hur bör de åtgärdas?
- Är diket en källa eller en sänka för sediment och/eller fosfor?

Hypoteser:

- Genom att tillämpa Madrasmetoden kan nödvändig information om dikens status och dess funktionalitet för att transportera vatten erhållas.
- Från insamlad information med Madrasmetoden kan förslag ges till anpassade åtgärder för olika delar av diket.

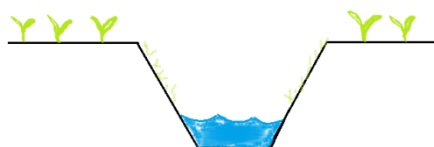
Omfattning och avgränsningar:

På grund av tidsomfattningen av ett examensarbete på magisternivå ingår bara ett dike i den här uppsatsen. Tio delsträckor av diket har valts ut för undersökningen. Diket har utvärderats utifrån de platsspecifika egenskaperna hos jord, sediment och vatten. För undersökning av diketets förmåga att utgöra en källa eller en sänka av näringsämnen har undersökningar gjorts på fosfor.

2 Bakgrund/litteraturstudie

2.1 Dikesutformning

Öppna diken utformas med ett antal faktorer i åtanke; lutning, djup och tvärsektion. Markens lutning genom landskapet är en faktor som ofta inte går att påverka i någon vidare utsträckning då den styrs av topografin i området (Fangmeier m.fl. 2006). Det finns dock sätt att begränsa lutningen eller att utjämna dikets lutning t.ex. genom att höja upp dikeskanalen. Djupet på diket går att påverka och bestäms utifrån jordförhållandena och flödes hastigheten i diket. Det är även viktigt att ta hänsyn till sedimentackumulering. Både djupet och lutningen är beroende av stabiliteten hos jorden och av önskad vattennivå i diket (Fangmeier m.fl. 2006). När det gäller tvärsektionerna hos ett dike, dvs. tvärsnittsformen, ges de flesta grävda åkerdiken en trapetsform (*Figur 1*), medan naturliga vattenfårar ofta har parabolisk form (rund botten) (Fangmeier m.fl. 2006).



Figur 1. Schematisk ritning av en tvärsektion med trapetsform.

Trapetsformade diken är bra på att leda bort vatten, men de är ofta för djupa och har för dålig lutning, vilket gör att de blir sämre på att transportera bort sediment som ackumuleras i diket (D'Ambrosio m.fl. 2012). Detta i sin tur innebär att diket måste rensas regelbundet (D'Ambrosio m.fl. 2012). En tvärsektion bestäms genom att bestämma mått på bottenbredd och banklutning samt djup (Fangmeier m.fl. 2006). Lutningen på dikesbanken bör utformas efter jordens struktur och stabilitet. Det är viktigt att tänka på att dikesbankarna kan bli instabila och riskera att rasa om vattennivån i diket snabbt sänks. Bankarna är då fortfarande vattenmättade.

Rasrisken påverkas därmed av djupet och ökar ju djupare diket är. Bottenbredden tas fram enligt en uträknad formel för att behöva gräva ut så liten jordvolym som möjligt och ändå få en hydraulisk effektivitet, se nedan (Fangmeier m.fl. 2006).

$$b = 2d/(z + \sqrt{(z^2 + 1)})$$

där: b = bottenbredd (L)

d = designdjup (L)

z = banklutningsratio (L/L)

2.2 Utvärderingsmetoder av dikens skick

Madras står för Minnesota Agricultural Ditch Reach Assessment for Stability och är en utvärderingsmetod av åkerdiken framställd av University of Minnesota och Minnesota Pollution Control Agency. Syftet med metoden är att erbjuda bättre beslutsunderlag för att bestämma om ett dike behöver underhållas eller inte, samt vilken typ av åtgärd som behövs (Magner m.fl. 2010). Genom prioritering av underhållsarbeten i diken vill de minska kostnaderna för underhåll samtidigt som dikens stabilitet och förmåga att reducera läckage av näringsämnen och andra föroreningar förbättras.

Madrasmetoden går ut på att undersöka och poängsätta ett antal parametrar hos ett dike eller en dikessträcka, vilka påverkar dess stabilitet. Se *Bilaga 1* för utvärderingsformulär. Ju högre poäng desto sämre skick. Om ett dike inte får höga poäng i undersökningen, behöver det inte underhållas.

Parametrarna som metoden tar hänsyn till är följande:

- Förekomsten av ras och erosion från dikesbanken.
- Förekomsten av grundvattengenomträngning.
- Dikesbankens lutning.
- Sedimentackumulering i dikeskanalen.
- Vidgning av dikeskanalen (dvs. att material förs bort från kanalen och botten breddas).

En Madras-utvärdering av samma dike som undersöktes i den här studien gjordes år 2011 (Bornold, 2011). Sträckorna FF-AA utvärderades då och fick mellan 5 och 18 poäng (*Tabell 1*). Status-klassning och skick på sträckorna presenteras också i *Tabell 1* med klassningsnamn enligt Bornold (ej tillfredsställande – optimal) samt de klassningsnamn som har använts i den här studien.

Tabell 1. Resultat av Bornolds (2011) Madrasutvärdering.

Dikessträcka	Poäng	Status/skick
FF	13	Gränsfall/marginellt påverkat
E	13	Gränsfall/marginellt påverkat
EE	13	Gränsfall/marginellt påverkat
D	18	Ej tillfredställande/påverkat
C	16	Ej tillfredställande/påverkat
CC	5	Optimal/gott skick
A	11	Gränsfall/marginellt påverkat
AA	16	Ej tillfredställande/påverkat

2.3 Erosion och sedimenttransport

Regn och smält snö kan föra med sig jord, humusämnen och näringsämnen på sin väg till diken eller andra vattendrag (Eriksson m.fl. 2005). Detta kallas vattenerosion och kan bland annat ske genom yterrosion (Eriksson m.fl. 2005). Olika jordarter är olika erosionskänsliga. Ju större kornstorlek desto mindre känslig är jordarten (Fangmeier m.fl. 2006). Dock påverkar även aggregatstrukturen jordens benägenhet att erodera, vilket innebär att lerjordar är mindre känsliga än jordar med enkelkornsstruktur (Fangmeier m.fl. 2006). Generellt kan sägas att jordarterna grovmo och mellansand är de mest erosionskänsliga jordarterna (Ohlsson m.fl. 1994). Andra faktorer såsom lerets mineralogi, vattenhalt, halt av organiskt material, densitet samt biologiska och kemiska faktorer påverkar dock också erosionskänsligheten (Fangmeier m.fl. 2006). Även mer svårbestämda fysiska faktorer som exempelvis hur sorterat jordmaterialet är, hur kornen är lagrade och hur stor lutningen är inverkar (Ohlsson m.fl. 1994).

Beroende på korn- eller aggregatstorleken samt på flödehastigheten i diket sedimenterar det eroderade materialet ett visst avstånd från den ursprungliga platsen. Finare partiklar sedimenterar långsammare än grövre och ju långsammare flödehastighet vattnet har desto snabbare sker sedimentationen. När partiklarna sedimenterar bildas ackumuleringar på dikesbotten (Fangmeier m.fl. 2006). Om sedimentationen är hög kommer till slut dikets djup och lutning att förändras vilket försämrar dikets avvattande funktion (Magner m.fl. 2010; Fangmeier m.fl. 2006). Sediment i fluviala system, så som öppna diken, kan komma från yterrosion från det omkringliggande landskapet, från dikesbankserosion och från återsuspenderat sediment från dikesbotten (Sharpley m.fl. 2007). Vattenflödet i diket påverkar i hög grad förhållandena för erosion och sedimentation (SMHI 2009). Sedimentering kan ske vid olika flöden men kan främjas av flödeskontrollmekanismer som begränsar vattenflödet och förlänger vattnets retentionstid i diket (Strock m.fl.

2010). Liten dikeslutning och förekomst av vegetation i diket främjar också sedimentation (Sharpley m.fl. 2007). Mer sediment kan hamna i diket p.g.a. t.ex. plöjning av intilliggande fält vid kraftig blåst (Magner m.fl. 2010). Markanvändningen är därmed också en påverkande faktor.

Andra former av erosion som påverkar dikens status är t.ex. ras från dikesbanken. Det orsakas ofta av vattenmättning, för brant lutning eller ytavrinning vilken skär skårer i dikesbanken (Magner m.fl. 2010). Vid vattenmättad jord försvagas kohesiviteten hos jorden och den rasar därför lättare. Dikesbanken blir speciellt känslig om det inte växer någon stabiliserande vegetation på den. Olika jordarter är också olika känsliga för ras (Magner m.fl. 2010).

Vidgning av dikeskanalen är också en form av dikesförfall som ofta tar sig uttryck i underskurna dikesbankar och oregelbunden bredd och form på dikets kanter. Det kan också visa sig som vegetationsfria lågflödessträckor. När en dikeskanal övervidgas blir banken inte längre stabil och kommer att bli brantare och brantare. Det kan gå så långt att allt bankmaterial eroderas bort och att endast jord ovanför finns kvar som hålls fast av rötter. Även denna jord kommer så småningom att rasa ner på dikesbotten (Magner m.fl. 2010) och skapa problem med sedimentackumulering (Needelman m.fl. 2007).

Förutom att erosion av jordmaterial kan leda till igenslamning av diken kan sedimenten även innehålla partikelbundet fosfor och partikelbundna växtskyddsmedel vilka påverkar vattenkvalitén (Fangmeier m.fl. 2006).

2.4 Diken som fosforfälla

Ca 45 % av det mänskligt påverkade fosfortrycket i Sverige beräknas komma från jordbruksmark (SCB m.fl. 2012). Under snösmältning och vid kraftiga regn sker de största fosforförlusterna från åkermarken (Wivstad m.fl. 2009). De varierar alltså tidsmässigt men även områdesmässigt. Områden med sämre växtupptag, större lutning och lerjord har ofta stora förluster (Wivstad m.fl. 2009). Även vid bristande dränering, gödslingsteknik och markstruktur på fälten och om jordbearbetning sker vid en icke-optimal tidpunkt ökar risken för fosforförluster.

Fosfor i marken finns i oorganisk och organisk form (Naturvårdsverket 2005). Den oorganiska fraktionen är antingen kemiskt hårt bunden, dvs. absorberad, eller fosfatjoner som är adsorberade till partikelytor. Dessutom finns fosfor som lösta fosfatjoner i markvätskan vilka ofta har formen av ortofosfater och lätt kan tas upp av växter och alger. I vatten kan det finnas både löst och partikulärt bunden fosfor (Naturvårdsverket 2005). I sura jordar kan fosfor påverkas av järn- och aluminiumhydroxider (Vaughan m.fl. 2007) då fosfat bildar svårslösliga föreningar med dessa (Eriksson m.fl. 2005; Naturvårdsverket 2005). Under syrefria förhållanden kan dock t.ex. järnbundet fosfor frigöras p.g.a. att järnet, i brist på syre, används

som en elektronacceptor under nedbrytning av organiskt material (Vaughan m.fl. 2007). Fosfat kan även bilda svårlösliga föreningar vid högt pH på kalciumrika jordar (Eriksson m.fl. 2005). Under transporten från fält till sjöar och hav binds fosfor till sediment och växter (SCB m.fl. 2012). Den bundna fosfor kan dock frigöras efter ett tag, vilket skapar en fördröjningseffekt mellan läckagehändelsen och exempelvis de resulterande algbloomingarna och andra effekter i vattenmiljön (SCB m.fl. 2012). Diken kan således fungera både som fosforsänka och som fosforkälla, beroende på hur de är utformade och hur de sköts (Vaughan m.fl. 2007). Detta beror på att det i alla markvätskor infinner sig en fosforkoncentrationsjämvikt. Vid koncentrationer över jämvikten sorberas (fasthålls) fosfor och under jämviktsskoncentrationen desorberas (släpps) fosfor till lösningen (Uusi-Kämpä m.fl. 1996). Fosforjämvikten i sedimentet påverkas av de fysiska hydrauliska processerna så som sedimentation och åter-suspendering av det organiska materialet och av fosforrika jordpartiklar, av markanvändningen nära diket och av vilken form fosfor har (Sharpley m.fl. 2007). Uptag och utsläpp av fosfor från mikroorganismer och växter påverkar också (Vaughan m.fl. 2007).

Partikelbunden fosfor och löst fosfor i diken kommer från olika källor. Erosion av jord för med sig partikelbunden fosfor. Löst fosfor kommer både från desorption av fosfor från jorden på fältet samt från desorption från suspenderade partiklar i vattnet (Sharpley m.fl. 2007). Löst fosfor kan därmed transporteras med ytavrinning som konsekvens av att det först skett desorption, upplösning och extraktion av fosfor från jord och växtmaterial (Uusi-Kämpä m.fl. 1996). Ju mer mättad matjorden är desto mer löst fosfor följer således med avrinningen (Uusi-Kämpä m.fl. 1996). Fosforinnehållet i den eroderade jorden är generellt högre än i ursprungsjorden p.g.a. att det främst är de oxid-rika lerpartiklarna som eroderas (Sharpley m.fl. 2007), och har bra sorptionsförmåga (Uusi-Kämpä m.fl. 1996). Mer löst fosfor följer med ytavrinning än avrinningen från det vatten som infiltrerat i marken p.g.a. att vattenflödet i jorden sker långsammare och ger mer utrymme för den lösta fosfor att åter sorberas till jorden (Uusi-Kämpä m.fl. 1996).

Andelen fosfatfosfor av totalfosfor i dräneringsvatten, ytvatten och jordbruksbäckar har genom undersökningar i försöksrutor och Naturvårdsverkets miljöövervakning uppmätts till 50, 30 respektive 56 % i genomsnitt över landet (Naturvårdsverket 2005). Bara i ytvatten eller dräneringsvatten med mycket innehåll av ytvatten är det partikelbunden fosfor som oftast dominerar. I Naturvårdsverkets miljöövervakning av vatten från dräneringsrör som avvattnar jordbruksmark samt av jordbruksbäckar i Mälarenregionen uppmättes totalfosfor till 0,29 mg/l respektive 0,16 mg/l i genomsnitt för åren 1988-1999. Värderna på fosfatfosfor efter filtrering uppmättes till 0,10 mg/l respektive 0,07mg/l (Naturvårdsverket 2005). I en amerikansk studie i Maryland visade Vaughan m.fl. (2007) att dikessediment kan ha mycket höga fosforkoncentrationer. Dock varierade koncentrationerna i sediment-

et på olika ställen i diket. Intill punktkällor av fosfor på en gård i närheten var koncentrationen högst. Koncentrationen kunde också relateras till diffusa fosforkällor, sedimentets kvarhållningsegenskaper och/eller höga järnoxidkoncentrationer i sedimentet. Författarna menar att det är viktigt att förstå både den rumsliga och tidsmässiga variationen av fosfor i diken för att bättre förstå hur bl.a. transport- och depositionsprocesserna går till. En av slutsatserna från deras studie var att stabila och tillväxta diken långsiktigt främst fungerar som fosforsänkor (Vaughan m.fl. 2007).

För att mäta mängden relativt löslig fosfor i marken är det i Sverige vanligt att använda P-AL-metoden (Naturvårdsverket 2005). Den visar dock inte all den organiska fosfor i marken (Naturvårdsverket 2005). Vanligtvis är 40-60 % av totalfosfor i marken oorganiskt bunden men den organiska formen kan i vissa jordar vara 30-60 % av totalfosfor (Eriksson m.fl. 2005). Efter en P-AL-analys kan resultatet delas in i fem klasser, beroende på hur många mg fosfor (P) som finns per 100 gram jord (Naturvårdsverket 2005). Dessa klasser presenteras i *Tabell 2*, nedan.

Tabell 2. P-AL klasser

P-AL-klass	Mg P/100 g jord
I	<2
II	2,0-4,0
III	4,1-8,0
IV	8,1-16,0
V	>16

2.5 Förebyggande åtgärder för erosion och fosfortransport

Så kallade tvåstegsdiken anses vara mer hållbara system som inte kräver lika mycket underhåll som traditionella diken (Powell m.fl. 2007). De har därför blivit allt mer populära som alternativ till de trapetsformade traditionella diken. Tvåstegsdikena kan skapa mer gynnsamma växtförhållanden och ekologiska habitat (Sharpley m.fl. 2007). Dessutom kan de i vissa fall förbättra vattenkvaliteten (Powell m.fl. 2007) och fosforretentionen (Sharpley m.fl. 2007). Tvåstegsdiken består av en vattenfåra som leder vatten vid lågvattenföring och av en grundare avsats som är avsedd att gynna växtlighet (*Figur 2*) (Boye m.fl. 2012). Genom den grundare avsatsen med mer växtlighet minskar också flödes hastigheten vid högvattenföring vilket leder till minskad erosionsrisk och till att dikesbankens stabilitet ökar (Sharpley m.fl. 2007). Avsatsen fungerar också som ett översvämningsskydd för de omkringliggande fälten (Boye m.fl. 2012). Vattenfåran är även bättre

på att transportera sediment än de traditionella dikena eftersom det blir ett jämnare vattenflöde (Magner m.fl. 2010).



Figur 2. Schematisk ritning av tvärsnittet hos ett tvåstegsdike.

Ett annat sätt att minska transporten av fosfor till sjöar och hav är att anlägga sedimentationsdammar (Boye m.fl. 2012). De fungerar på så vis att det grävs en djupare sektion i diket där sedimentering kan ske, följt av grundare dikessektioner med växter.

Meandrande (kraftigt vindlande) vattenfåror är också en åtgärd för att minska partiklar från att transporteras vidare ut från diket. Om diket låts få en meandrande vattenfåra minskas flödes hastigheten och uppehållstiden i diket, varpå partiklar sedimenterar lättare och växterna hinner ta upp mer näringsämnen (Boye m.fl. 2012).

Genom att ha buffringsytor med växtlighet runt och i diket, speciellt om de skördas, kan mer biologiskt upptag av fosfor ske och erosion kan minskas. Om växtligheten skördas och förs bort kan stora mängder fosfor förhindras från att nå diket. Buffringsytorna skulle dock kunna fungera som näringskällor i stället för näringsänkorna om näringsstillförseln till diket minskar så pass mycket att fosforjämavikten ändras. Om vattnet innehåller mindre fosfor än sedimentet kommer nämligen sedimentet att desorbera fosfor (Sharpley m.fl. 2007).

2.5 Dikesrensning

Ytavrinning för främst med sig fosforrika, små jordpartiklar som i dikena kan fortsätta att ge ifrån sig fosfor (Sharpley m.fl. 2007). Vid stora sedimentackumuleringar stoppas vattenflödet upp och diket behöver rensas. Ofta läggs rensningsmassorna på dikesbankerna och de intilliggande fältkanterna (Sharpley m.fl. 2007). Rensningsmassorna har ofta hög halt av organsikt material och växtnäringsämnen och kan därmed fungera som en näringskälla som dessutom har bra vattenhållande förmåga och strukturverkan på jorden. Om det finns risk för ytavrinning är det fördelaktigt att lägga rensningsmassorna längre bort från diket, på områden med mindre erosionsrisk. Det kan också vara bra att lägga massorna på fosforfattigare områden. Dikesrensningar kan antingen öka eller minska näringsmängden i diket och de kan skapa betydande störningar i ekosystemet. Dikesbott-

nen som blottas när sedimentet tas bort och exponeras för vatten och luft kan ha andra egenskaper än sedimentet och därför inte ha samma förmåga att buffra näringsämnen. Den kan dock fungera som en näringsränna om det borttagna sedimentet varit näringsrikt eller näringsmättat (Sharpley m.fl. 2007). Dessutom är dikesrensning ekonomiskt kostsamt (D'Ambrosio m.fl. 2012).

Då diken ofta påverkas av flera olika markägare är förvaltningssättet för diken i Sverige s.k. markavvattningsföretag eller dikningsföretag med olika delägare. Ett markavvattningsföretag består ofta av t.ex. flera diken samt rörledningar och pumpar, vilka markavvattningsföretaget också ansvarar för (Jordbruksverket 2010a). Många dikningsföretag är idag dock inte aktiva eftersom majoriteten bildades för 60-100 år sedan (Jordbruksverket 2010b). Ägare till markavvattningsföretag eller dikningsföretag har tillstånd att avvattna den ingående marken men de är också skyldiga att underhålla diken (Länsstyrelserna 2006). Enligt 11 kap 17 § i miljöbalken är ägaren till ett dike ”skyldig att underhålla det så att det inte uppkommer skada för allmänna eller enskilda intressen genom ändringar i vattenflödet”. Om ett dike sedimenterar eller växer igen och därmed påverkar andra är ägaren således tvungen att underhålla det genom rensning. För att göra det behövs inte något tillstånd (Länsstyrelserna 2006). Rensningen får dock bara göras till dikets ursprungliga djup, bredd och läge (Länsstyrelsen Skåne 2012). För att rensa djupare måste tillstånd fås från Länsstyrelsen. Länsstyrelsen Skåne (2012) skriver att: ”Dikningsföretag får inte rensas djupare eller bredare än det lagliga djup och läge som kan verifieras eller till vad som fastställts i tillståndet (förrättningen)”. Andra diken får inte rensas djupare än att tillfört material som slam och vegetation tas bort. Inte heller hårdbottnar får rensas bort. Om rensningsarbetet har trolig påverkan på exempelvis fiskar eller musslor och kräftor måste en anmälan lämnas in till länsstyrelsen i förväg (Länsstyrelsen Skåne 2012). Om ett dike inte underhålls under en längre tid kan det hända att ett nytt naturtillstånd inträffar, dvs. att naturmiljön i diket förändrats sen den senaste rensningen. I dessa fall måste ett nytt tillstånd för markavvattning fås för att kunna utföra en rensning (Länsstyrelserna 2006). Idag råder förbud mot ny markavvattning i större delen av södra och mellersta Sverige. I övriga områden måste tillstånd fås från Länsstyrelsen för markavvattning. Det går dock att få dispens och tillstånd till att utföra markavvattning från Länsstyrelsen, eller i särskilda fall från miljödomstolen.

2.6 Historik och framtid

Under 1840-talet började den svenska staten att stödja genomförandet av en stor utdikning av våtmarker och sjösänkningar (Nationalencyklopedin 2013). Idag finns ca 75 % av de ursprungliga våtmarkerna kvar men många av dessa är i olika grad påverkade av mänsklig aktivitet, såsom utdikningar (Naturvårdsverket 2012).

I de mest utsatta områdena såsom Skåne och Mälardalen finns idag bara 10 % av våtmarkerna kvar. Det har således inneburit en stor förändring av landskap och ekosystem som är problematisk i och med att många växt- och djurarter är beroende av våtmarksmiljön, bland dem 17 % av Sveriges rödlistade arter (Naturvårdsverket 2012). Eftersom öppna diken till viss del påminner om våtmarker (Needelman m.fl. 2007; Strock m.fl. 2010; Sharpley m.fl. 2007) är de idag viktiga inslag i landskapet och är lagskyddade.

Dikningsföretagen är inte utformade efter dagens jordbruksförhållanden eftersom de bildades när jordbruket såg annorlunda ut (Jordbruksverket 2010b). Dikena är inte heller utformade med den stora samhällsutveckling som skett i åtanke. Infrastruktur och byggnader har tagit gammal jordbruksmark i anspråk vilket har inneburit ändrade hydrauliska förhållanden och de inaktiva dikningsföretagens intressen har ofta inte setts efter (Jordbruksverket 2010b). Åkerdiken är oftast dimensionerade efter avrinningen från jordbruksmark och har inte kapacitet att ta emot de extra mängder dagvatten som de ofta får belastas med (Jordbruksverket 2009). I framtiden kan vi även vänta oss ett förändrat klimat. I Syd- och Mellansverige skulle en förväntad ökad regnintensitet och ökade nederbörds-mängder ge ökade flöden med mer frekventa översvämningar som följd. För vissa dikningsföretag kan dock minskade flöden, höjd havsnivå eller ökade flöden från dagvatten utgöra andra typer av problem. Ökat underhållsbehov kan uppkomma av både ökade och minskade vattenflöden eftersom både erosionsrisken och risken för igenväxning och sedimentackumulering ökar. Den framtida situationen kommer troligen att leda till större målkonflikter mellan naturvård och översvämningsskydd. Det finns inga enkla lösningar till dessa problem. Det går oftast inte bara att gräva djupare eller bredare diken inom ett dikningsföretag då problemen flyttas nedströms till andra dikningsföretag. En hållbar lösning måste istället gå ut på att skapa bättre breddningsmöjligheter i diken och försöka kontrollera var översvämningarna sker så att de hamnar där de gör minst skada (Jordbruksverket 2010b). Det är också viktigt att dikningsföretagens styrelser är aktiva och insatta i juridiken så de kan stå upp för sina intressen (Jordbruksverket 2009).

3 Material och metod

3.1 Undersökningsområde

Det dike som har undersökts, Flicksta-Häljeby dikningsföretag, ligger i Munktorps socken i Köpings kommun (se *Figur 3* för karta). Diket är ca 5,8 km långt och går i nord-sydlig riktning från Häljeby till Harnesta. Diket grävdes 1957 och den senaste dikesrensningen gjordes år 1985 (Agrell, pers. medd. 2013). Den ursprungliga dimensioneringen för några av de undersökta dikessträckorna presenteras i *Tabell 3*. Årsmedeltemperaturen i området har förändrats från 5,5 °C (medelvärde för åren 1961-1969) till 6,9 °C (medelvärde för åren 2004-2011)(SMHI 2012a). Den totala årsnederbörden har också förändrats från ett genomsnitt på 464 mm för åren 1961-1969 till ett genomsnitt på 627 mm för åren 2001-2011 (data saknas för åren 2002-2003) (SMHI 2012b). Uppmätta data kommer från närmaste meteorologiska observationsstation i Västerås. Enligt SGU:s jordartskarta domineras fälten intill diket av postglacial lera (*Bilaga 3*). Storleken på avrinningsområdet är 2901 ha (Bornold 2011). Markanvändningen inom avrinningsområdet är 67 % åkermark och övrigt är skogsmark eller impediment. Andelen hårdgjorda ytor är försumbar (Bornold 2011).

Totalt har tio delsträckor (vardera 180 meter lång) av diket ingått i den här undersökningen som ägde rum under oktober månad år 2012. Olika prover och analyser har gjorts på respektive delsträcka (se *Figur 4* för dikeskarta med sträckorna utmarkerade samt *Tabell 4* för en sammanfattning av provtagningar, undersökningar och analysmetoder).



Figur 3. Karta över diket och närområdet. Provtagningsplatserna är markerade med rosa punkter (efter Lantmäteriet, terrängkarta 2012 ©).

Tabell 3. Ursprungsdimensioner för några av dikessträckorna (Dikningsföretagshandlingar 1957, Länsstyrelsen Västmanland).

Dikessträcka	Högsta högvattenflöde (m ³ /s)	Medelvattenflöde (m ³ /s)	Vattendjup, högvattenflöde (m)	Vattendjup, medelflöde (m)
AA	1,3	0,087	1	0,3
CC	0,93	0,062	0,7	0,22
D	0,86	0,058	0,65	0,2
EE	0,73	0,049	0,74	0,24
E	0,66	0,044	0,88	0,27
G	0,37	0,025	0,52	0,15



Figur 4. Karta över dikessträckor och provtagningsplatser (efter Lantmäteriet®).

Tabell 4. Sammanfattning av provtagningar, undersökningar och analysmetoder samt antal prov tagna vid varje dikessträcka.

Undersökning	Dikessträcka	Antal prov per sträcka
Jordprov, fältkant	Alla	3
- Texturanalys		
- Glödgningsförlust		
- Jordartsbedömning		
Jordprov, dikesbankens mitt	Alla	3
- Texturanalys		
- Glödgningsförlust		
- Jordartsbedömning		
Sedimentprov	Alla	3
- Texturanalys, med och utan dispergering		
- Glödgningsförlust		
- Jordartsbedömning		
- P-AL		
Vattenprov	Alla	1
- Turbiditet		
- Totalfosfor, med och utan filtrering		
- Löslig fosfor, med och utan filtrering		
Madras-utvärdering	F och G	-

3.2 Madrasutvärdering

Utvärdering och poängsättning har gjorts av två dikessträckor (sträcka F och G), vilka blivit uppmätta till 30 gånger vattenytans bredd, dvs. 180 m. (Resterande dikessträckor har undersökts av mark/växt-agronomstudent Pontus Bornold år 2011, se *Tabell 1*). Sträckorna utvärderades visuellt med avseende på utsatthet för ras från dikesbanken, bankerosion från ytavrinning, grundvatteninträngning och sedimentackumulering i dikeskanalen. Dikesbankens form, regelbundenhet och lutning utvärderades också, samt förekomst av underskurna bankar. Längden på de påverkade sträckorna mättes även för att se hur stor procent av dikessträckan som var i sämre skick. Vegetation, yterosion på intilliggande mark och anslutande dräneringsrör ingick också i undersökningen. Poängsättning av dessa egenskaper gjordes sedan och antalet poäng indikerade vilket skick dikessträckan befann sig i. (För poängsättningsprotokoll se *Bilaga 1*). På sträcka G och F gick det dock inte att se huruvida det förekommit grundvatteninträngning. Denna parameter har därför tagits bort från bedömningen och statusintervallen för sträcka F har viktats ned

för att anpassas till en maxpoäng på 27 i stället för 30. Sträcka G uppnådde maxpoäng för dikesbanksparametrarna ändå och intervallen har därför inte viktats ned för den sträckan. Material som användes var: poängsättningsprotokoll, anteckningsmaterial, måttband och mätpinne för att mäta sedimentdjupet.

3.3 Jordprover

Eftersom jordmaterialet är en starkt bidragande faktor till dikens stabilitet gjordes undersökningar för att se vilken jordart som fanns längs diket. Jordprover togs från dikesbankarna på tre ställen på vardera sträckan (AA till G). Detta för att få ett representativt prov från varje sträcka. Dels togs tre prov på 10 cm djup från mitten av dikesbanken och dels togs ett prov på 30 cm djup från fältkanten precis intill dikesbanken (*Tabell 4*). De tre proverna från fältkanten respektive de tre proverna från mitten på dikesbanken på varje dikessträcka slogs sedan ihop. Ett prov från fältkanten och ett från mitten på dikesbanken analyserades således från varje dikessträcka. Material som användes för provtagning var: jordborr, slägga, plastpåsar och kniv.

Proverna torkades och maldes i jordkvarn, varefter de siktades genom en 2 mm sikt. Andelen grus i proverna beräknades genom att väga den resterande mängden jord (över 2 mm) och dividera med vikten på den totala jordmängden. Från varje prov mättes 10 g jord upp i 20 stycken glascylindrar. Sedan tillsattes 20 ml avjonat vatten, två droppar 1 M HCl och fem ml H_2O_2 i glascylindrarna som placerades i kokande vattenbad, i ca åtta timmar, för att få bort det organiska materialet. Jorden torkades igen och dispergerades genom att tillföra 25 ml $Na_4P_2O_7$ och blanda med magnetorrörare i drygt fyra timmar. Kornstorleksfördelningen analyserades sedan med hjälp av en partikellasercanner (Partica LA-950V2, Horiba). Analysen gjordes genom att det från varje glascylinder med prov togs fyra stickprov i suspension varefter genomsnittsvärden för dessa beräknades. För uträkningarna av kornstorlek utifrån intensiteten av det diffrakterade ljuset använde programmet i partikellasercannern Mie teorin. Konstanterna som användes (och som var föreslagna av jordföretaget) var 1,33 för vattnets brytningsindex, 1,52 för brytningsindex för fasta fasen och -0,1 för det imaginära talet.

Glödgningsförlusten mättes efter torkning vid 105 C° samt efter minst en timmes torkning i 550 C°. Sedan beräknades glödgningsförlusten från följande formel:

$$(\text{Vikt efter } 105 \text{ C}^\circ - \text{vikt efter } 550 \text{ C}^\circ) / \text{vikt efter } 105 \text{ C}^\circ * 100$$

Vid torkningen/förbränningen försvinner det organiska materialet men även en del kristallvatten och dyl. (Ljung 1987). För att räkna ut mullhalten i jordproverna

måste glödningsförlusten därför korrigeras med korrektionstal efter jordart, enligt följande formel: glödningsförlust – korrektionstal. För mellanlera är korrektionstalet 2,5 och för styv lera 3,5 (Ljung 1987). Jordarten för respektive jordprov har bestämts enligt Atterbergs kornstorleksskala, utifrån kornstorleksfördelning och mullhalt.

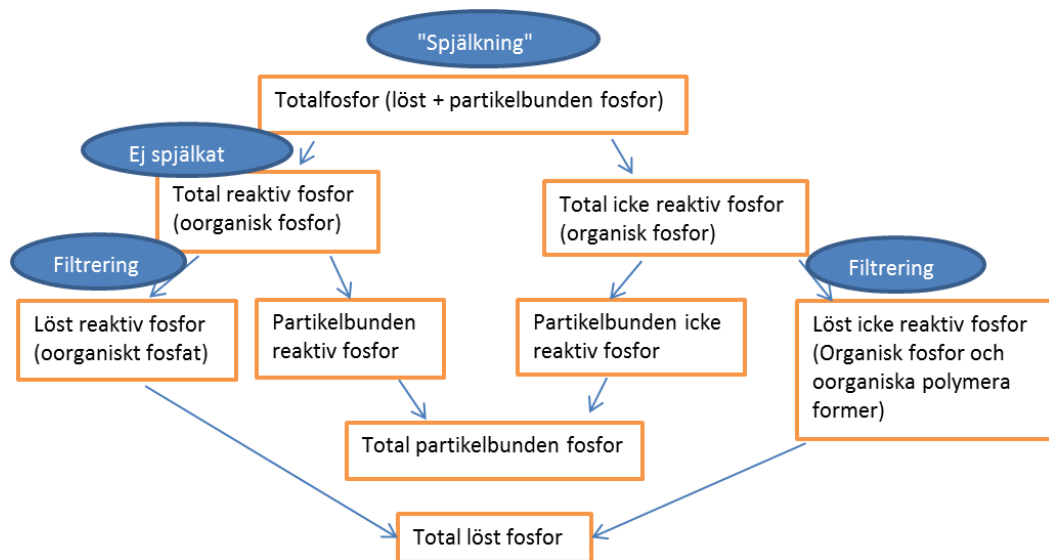
3.4 Sedimentprover

Sedimentprover och sedimentdjupet mättes och togs ut på tre ställen på vardera sträckan (AA till G) (*Tabell 4*). Detta för att kunna se hur material distribuerats och hur partikelbunden fosfor transporterats längs med diket. Proverna torkades, maldes och analyserades för löslig fosfor med AL-metoden enligt Svensk Standard SS 02 83 10. Sedimentproverna analyserades även med avseende på kornstorleks och aggregatstorleksfördelning samt för glödningsförlust och jordartsbedömning på samma sätt som för jordproverna. För att få information om mikroaggregat i sedimenten gjordes texturanalysen både på dispergerade och icke-dispergerade prover. De dispergerade proverna visar kornstorleksfördelningen i sedimentet medan de icke dispergerade proverna visar aggregatstorleksfördelningen i sedimentet. Material som användes för provtagning var: hink, tratt, platspåsar samt ”sedimentupptagare” och en mätsticka.

3.5 Vattenprover

Från samtliga dikessträckor (AA till G) togs vattenprov från mitten av respektive sträcka (*Tabell 4*). Dessa prover förvarades i -18 °C, tinades sedan och analyserades för totalfosfor, total löst fosfor, total reaktiv fosfor och löst reaktiv fosfor med hjälp av spektrofotometern HACH LANGE DR 5000, program 'Phosphorus 349'. Från dessa analysvärden kunde sedan koncentrationerna av total partikelbunden fosfor, partikelbunden reaktiv fosfor, total icke reaktiv fosfor, löst icke reaktiv fosfor och partikelbunden icke reaktiv fosfor beräknas. För schema över hur de olika fosforformerna hänger ihop hänvisas till *Figur 5*. Till exempel beräknades koncentrationerna av total partikelbunden fosfor genom att subtrahera koncentrationerna av total löst fosfor från koncentrationerna av totalfosfor. För att få fram koncentrationerna av total löst fosfor och löst reaktiv fosfor filtrerades proverna. Filtringen utfördes genom att först vända flaskorna med vattenprov i ca 20 sekunder för att suspendera provet innan mätning. Med en spruta drogs sedan 15 ml av provet upp och kastades. Sedan drogs 11 ml upp och ett GF/A-filter med porstorlek 0,45 µm sattes på sprutan. En ml fick passera filtret ned i en avfallsbägare medan resterande 10 ml passerade filtret ned i numrerat provrör. Mellan varje prov sköljdes sprutan tre gånger med avjoniserat vatten. Förberedelserna inför mätning

av totalfosfor, total löst fosfor, total reaktiv fosfor och löst reaktiv fosfor utfördes enligt beskrivningen HACH LANGE LCK 349 (2011) där totalfosfor och total löst fosfor förbereddes enligt metoden för 'fosfor total' medan total reaktiv fosfor och löst reaktiv fosfor förbereddes enligt metoden för 'fosfat orto'. Från de filtrerade proverna togs 3,5 ml av provet istället för 2 ml. Dessutom fördes proven över till kyvetter precis innan mätning för att lättare kunna detektera lägre koncentrationer.



Figur 5. Schema över fosforformer och metoder (efter Haygarth 1997; Bergström m.fl. 2007)

Turbiditeten i proverna mättes genom att föra över 30 ml av respektive vattenprov till en kyvett med hjälp av en pipett. Mellan varje mätning sköljdes både kyvetten och pipetten tre gånger med avjoniserat vatten. Mätningarna utfördes med hjälp av en HACH 2100N turbidimeter, och det högsta uppmätta värdet antecknades. Material som användes för vattenprovtagning var: 200 ml plastflaskor.

3.6 Geografiska informationssystem

Med hjälp av geografiska informationssystem (GIS) och programmet ArcMap 10 visualiserades dikessträckorna och dess omgivning med kartmaterial från Lantmäteriet, och mätpunkterna markerades ut. Även jordarten i området presenterades med kartmaterial från SGU, Sveriges geologiska undersökning.

4 Resultat

4.1 Madrasundersökningen

Resultatet från Madrasundersökningen för sträcka G är 23 poäng (*Bilaga 2*), vilket indikerar att dikessträckan befann sig i ett dåligt skick. Det som främst orsakade den höga poängen var att tio procent av sträckan var utsatt för bankerosion eller ras samt att det fanns sedimentbankar i vattenkanalen. I *Figur 6* syns ras från dikesbanken samt bankar i vattenkanalen på sträcka G. Sträcka F fick 13 poäng, vilket indikerar ett marginellt påverkat skick. Sträckan fick också poäng för bankerosion och ras men inte i lika stor utsträckning som sträcka G. Det fanns inte heller bankar i vattenkanalen men det fanns dock sedimentavlagringar. Som allmän observation skilde sig sträcka F från de andra dikessträckorna när det gällde vegetationen eftersom det på halva sträckan växte vedartad vegetation i form av videbuskar (*Salix sp.*), vilket visas i *Figur 7*. För båda sträckorna varierade kanalbredden med drygt en meter.

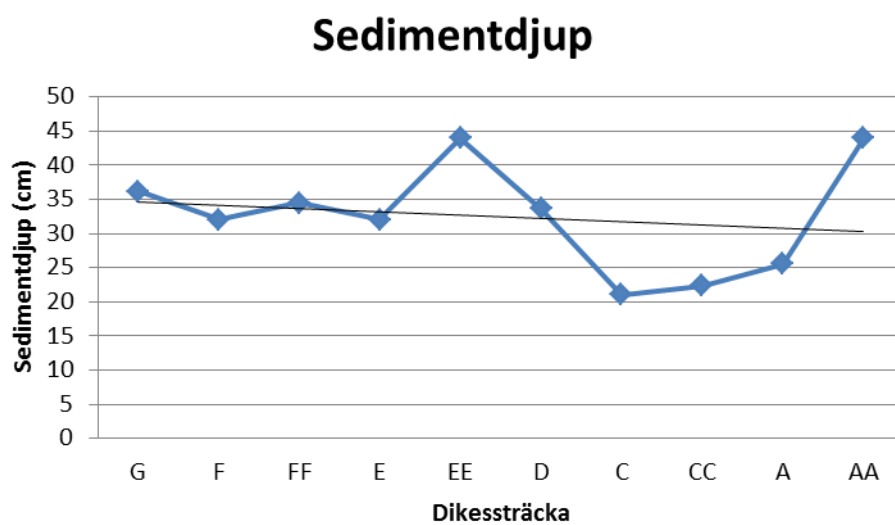


Figur 6. Bild på sträcka G som visar ras och bankar i vattenkanalen.



Figur 7. Bild på sträcka F som visar vedartad växtlighet.

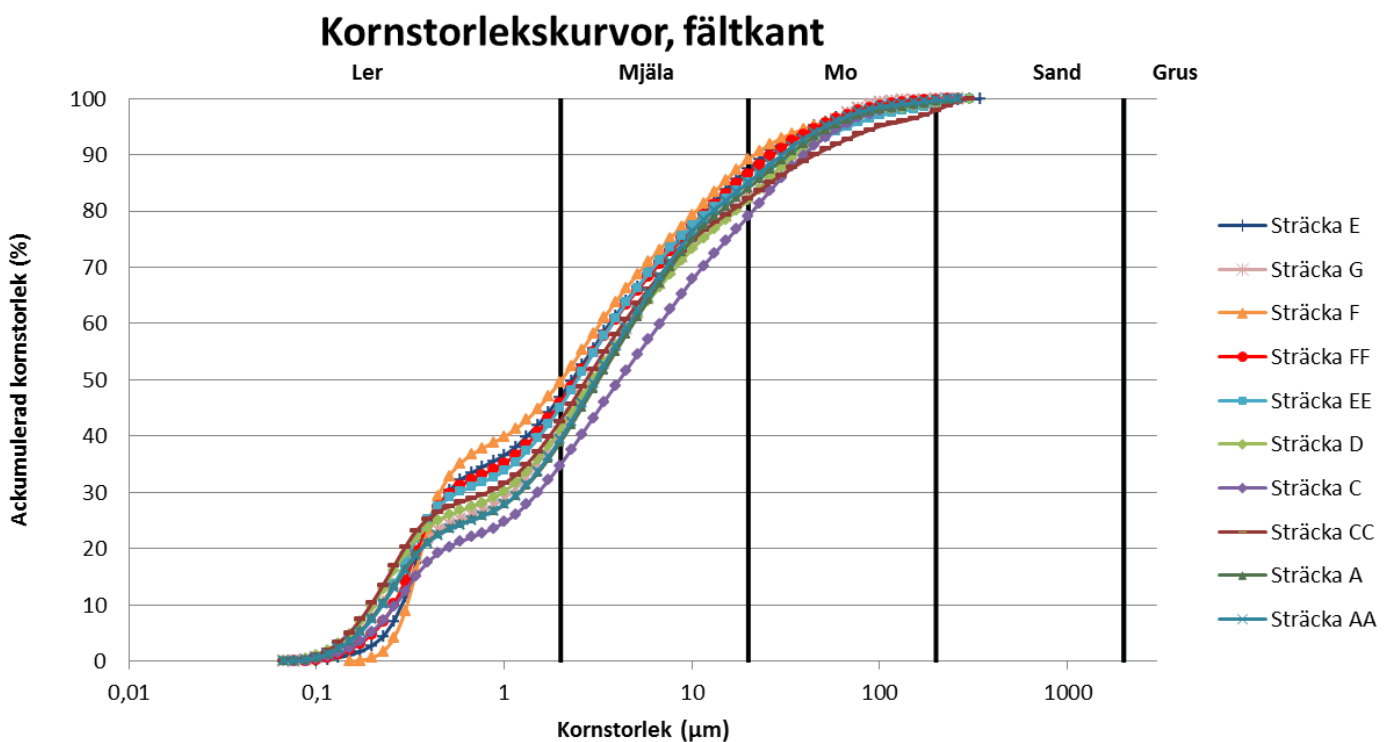
Det genomsnittliga sedimentdjupet för varje sträcka presenteras i *Figur 8*. Resultaten visar att sedimentdjupet minskar något med dikessträckningen och att djupet är som störst vid sträcka EE och AA. Som minst är sedimentdjupet vid sträcka C.



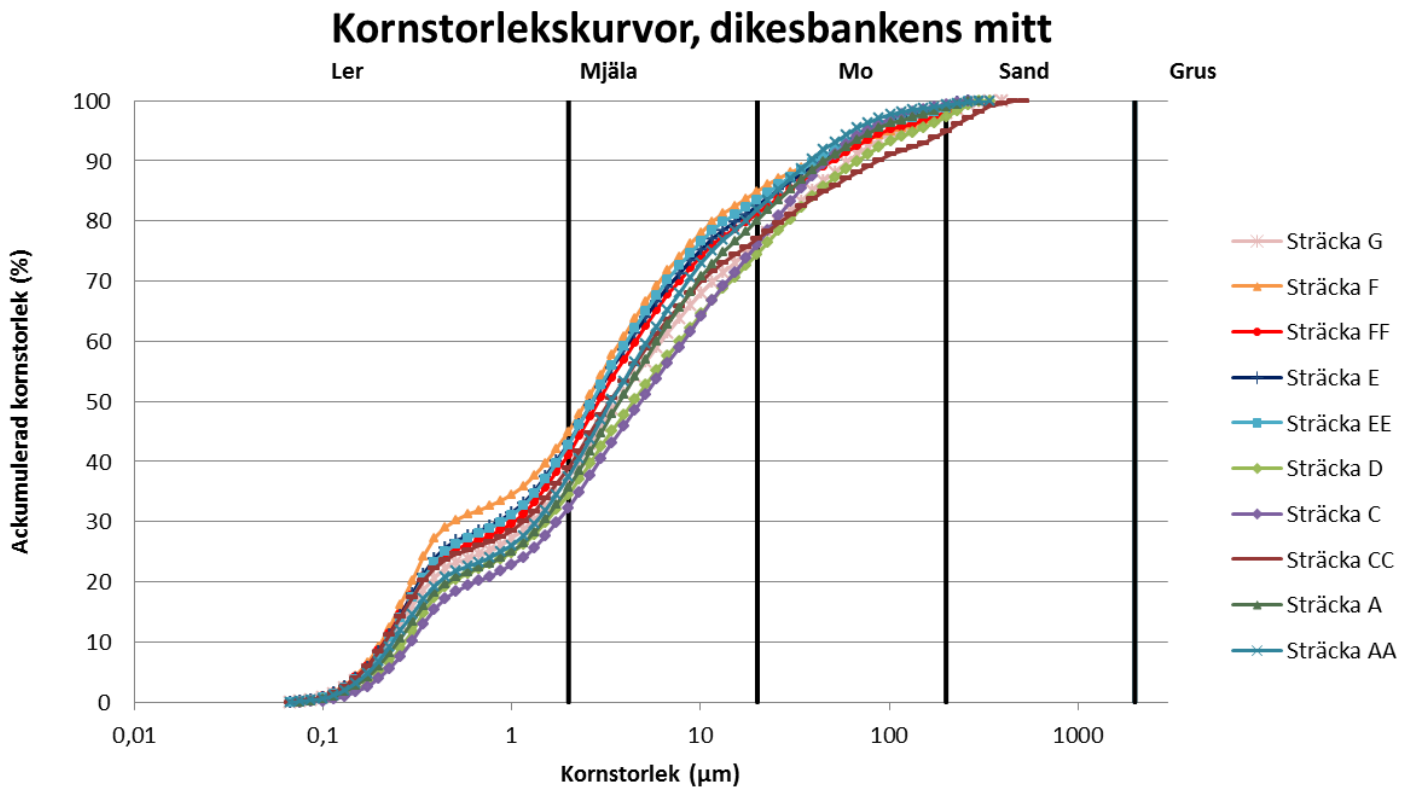
Figur 8. Diagrammet visar det genomsnittliga sedimentdjupet vid varje dikessträcka.

4.2 Kornstorlek, mikroaggregat och organiskt material

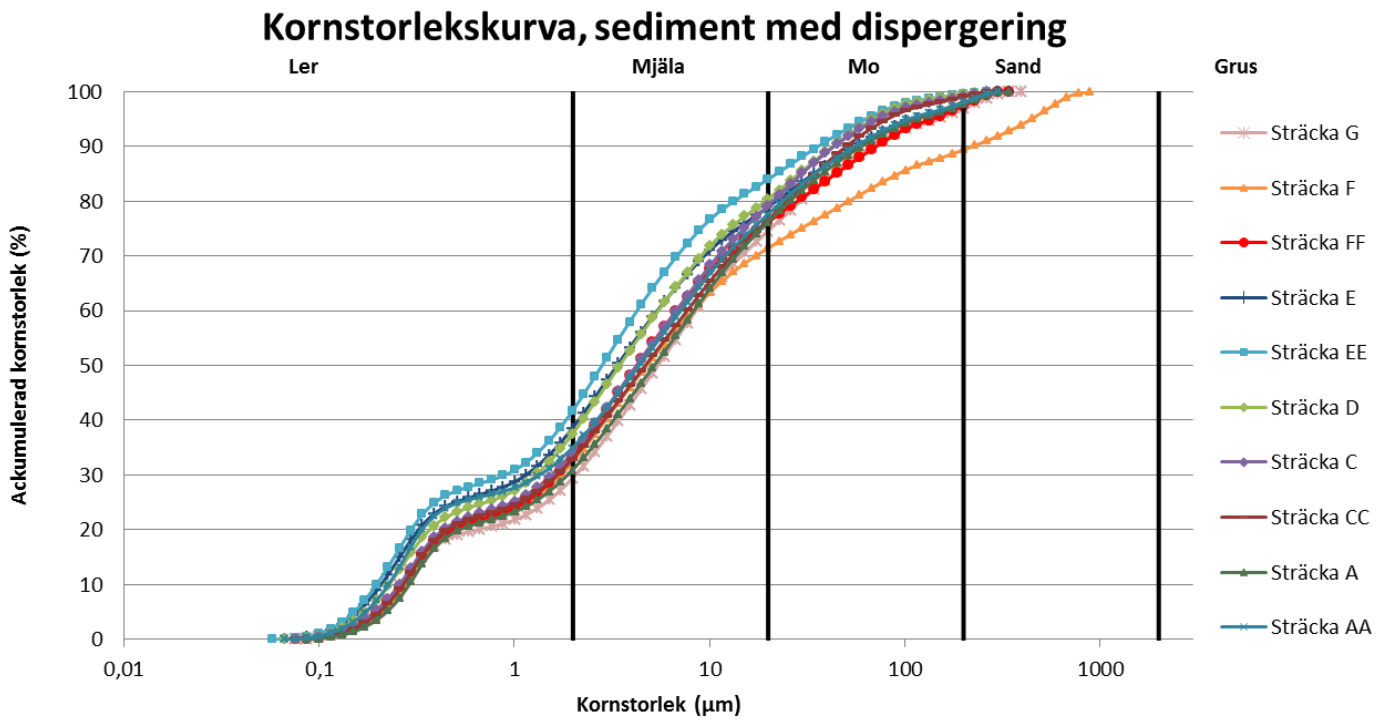
Kornstorlekssammansättningen tillsammans med det organiska materialet ger jordarten för respektive sträcka, precis i fältkanten, vid dikesbankens mitt samt i sedimentet på dikesbotten (Tabell 5). Resultatet från texturanalyserna visar att fältkantsproverna hade högst lerhalt (mellan 35-50 %) (Figur 9). Mjälhalten varierade mellan 39-46 % och mohalten var lägst (mellan 10-20 %). I proverna från dikesbankens mitt varierade lerhalten mellan 32-45 %, mjälhalten mellan 40-45 % och mohalten mellan 12-23 % (Figur 10). I de dispergerade sedimentproverna varierade lerhalten mellan 30-42 %, mjälhalten mellan 40-45 % och mohalten mellan 15-22 % (Figur 11). De icke dispergerade sedimentproverna hade lägst lerhalt (mellan 6-17 %) och högst halter av mjäla (51-62 %) och mo (21-39 %) när det gäller aggregatstorlek (Figur 12). Resultaten visar även att sträcka C hade lägst lerhalt i proverna från fältkanten och från dikesbankens mitt. I sedimentproverna hade däremot sträcka G lägst lerhalt. Högst lerhalt hade sträcka F i de två jordproverna medan sträckorna EE och E hade högst lerhalt i sedimentproverna. De icke dispergerade sedimentproverna var de prover som skiljde sig mest från de andra proverna (Figur 13-22). Värdena från fältkantsproverna och proverna från dikesbankens mitt låg relativt lika vid respektive dikessträcka.



Figur 9. Kornstorlekskurvor f\u00f6r f\u00e4ltkantsjordproverna fr\u00e5n respektive dikesstr\u00e4cka.

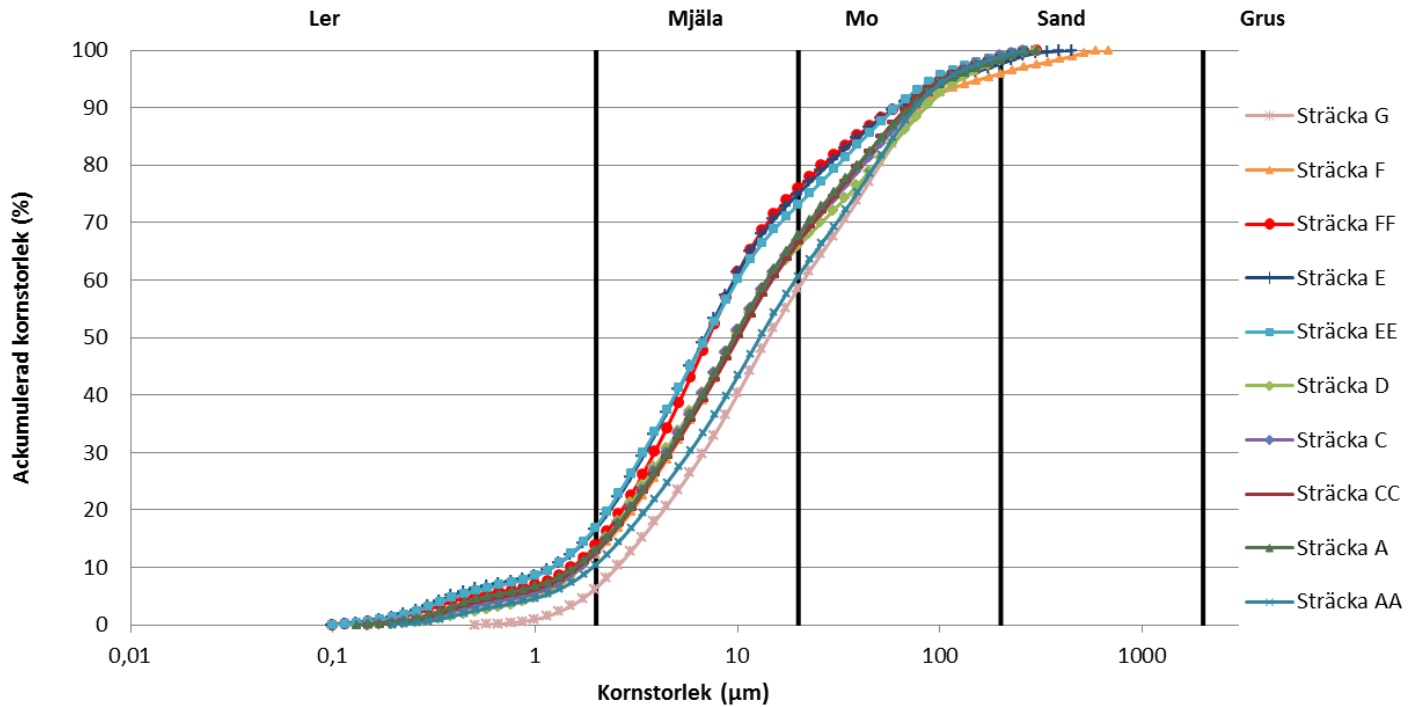


Figur 10. Kornstorlekskurvor för jordproverna från dikesbankens mitt från respektive dikessträcka.

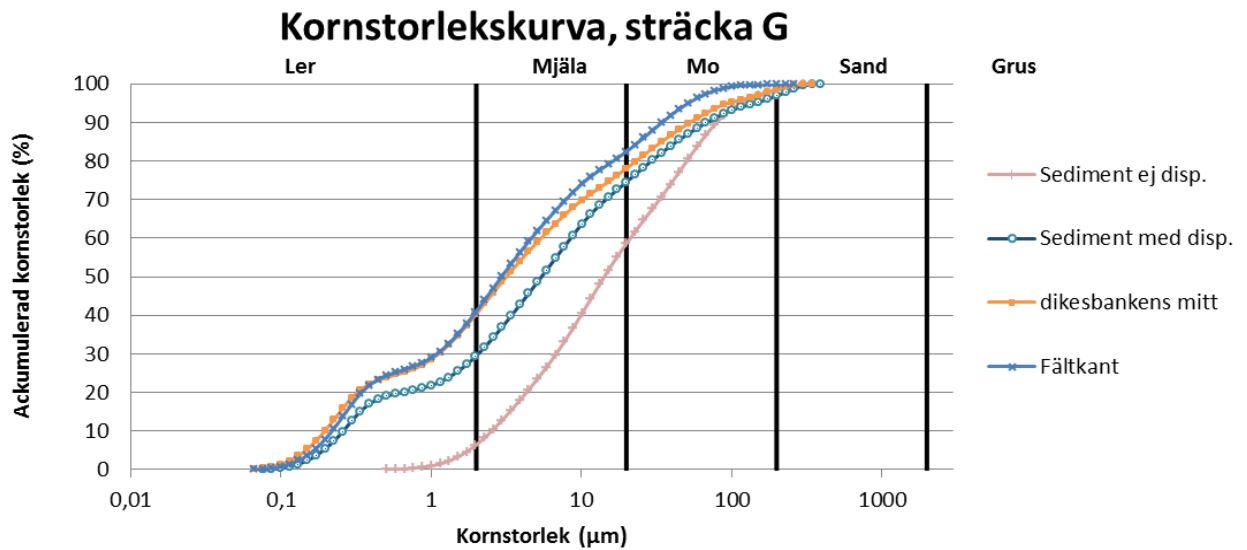


Figur 11. Kornstorlekskurvor för de dispergerade sedimentproverna från respektive dikessträcka.

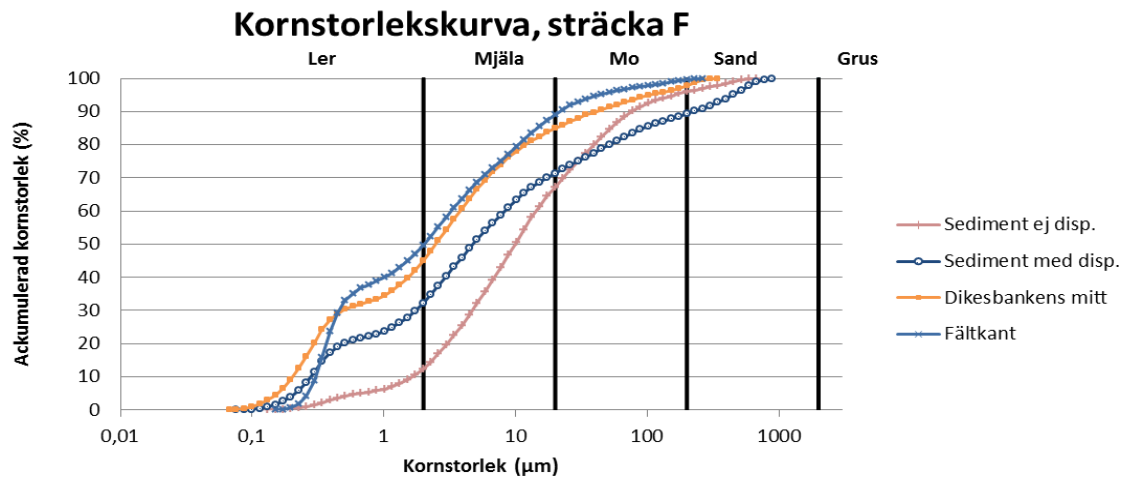
Kornstorlekskurva, sediment utan dispergering



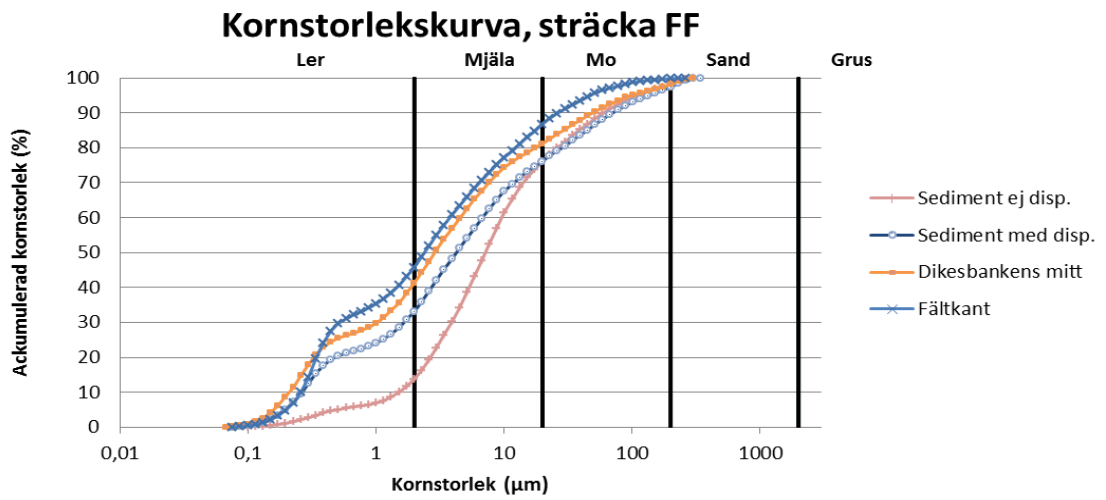
Figur 12. Kornstorlekskurvor för de icke dispergerade sedimentproverna från respektive dikessträcka.



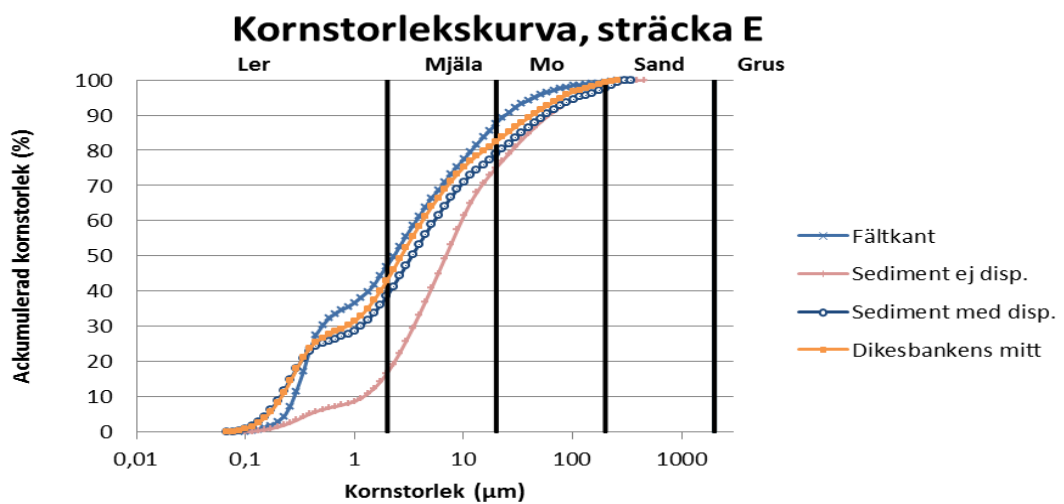
Figur 13. Kornstorlekskurvor för respektive prov för sträcka G.



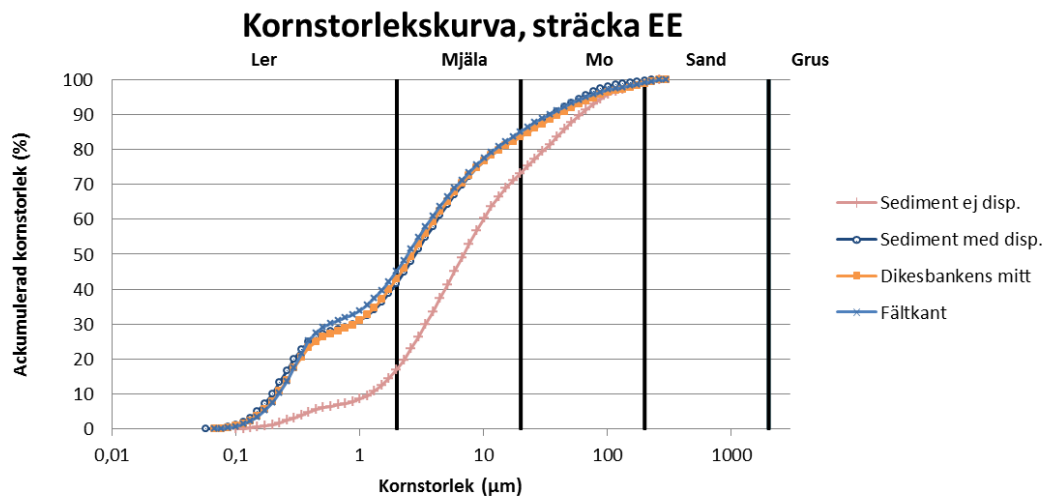
Figur 14. Kornstorlekskurvor för respektive prov för stråcka F.



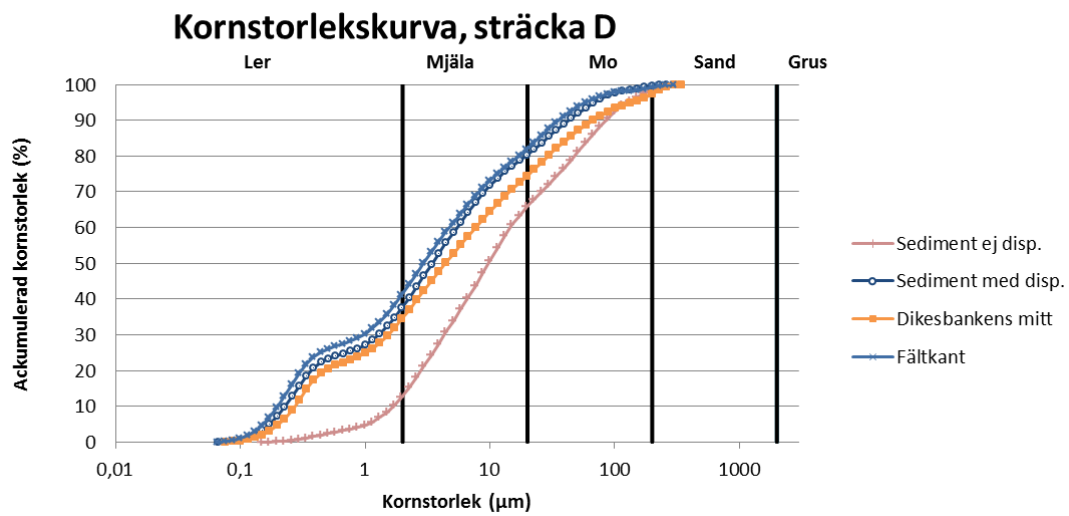
Figur 15. Kornstorlekskurvor för respektive prov för stråcka FF.



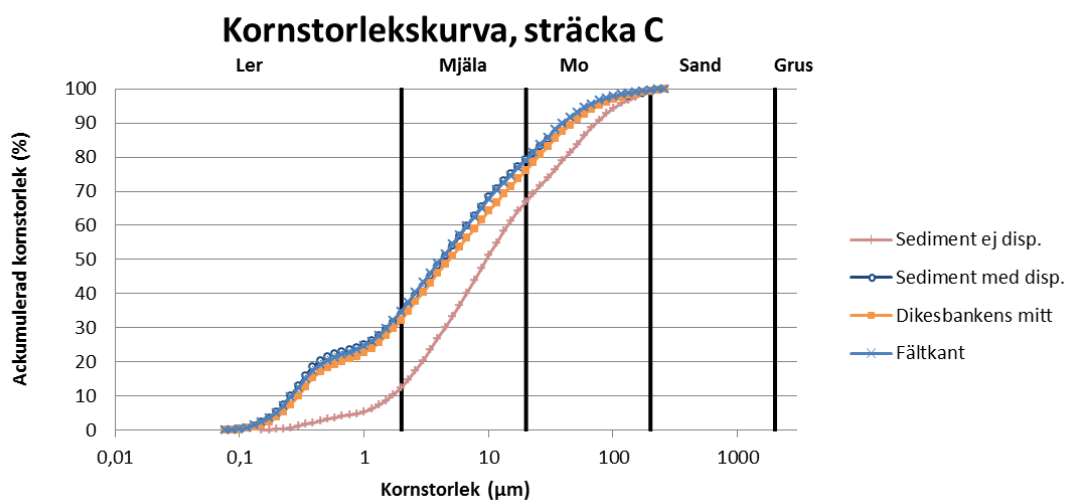
Figur 16. Kornstorlekskurvor för respektive prov för stråcka E.



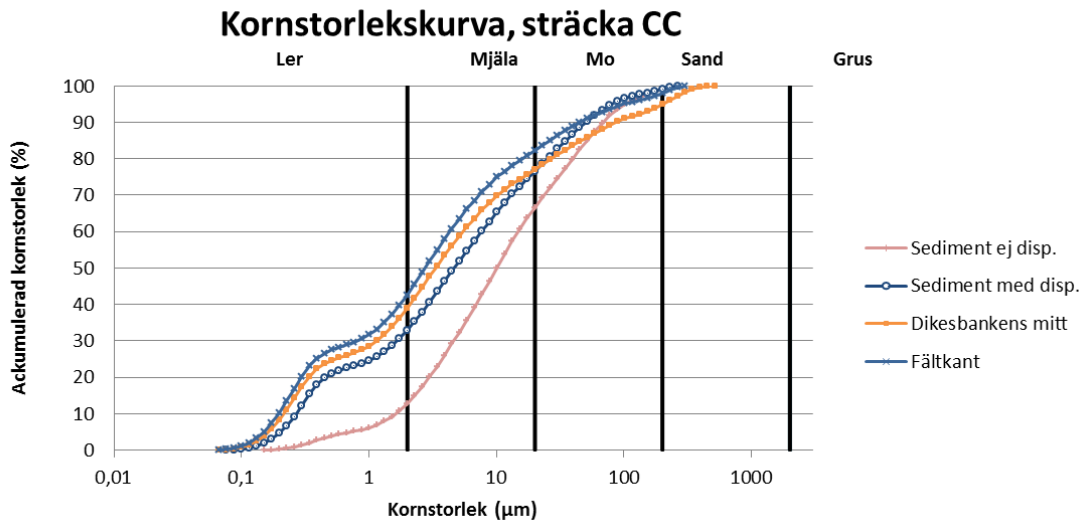
Figur 17. Kornstorlekskurvor för respektive prov för sträcka EE.



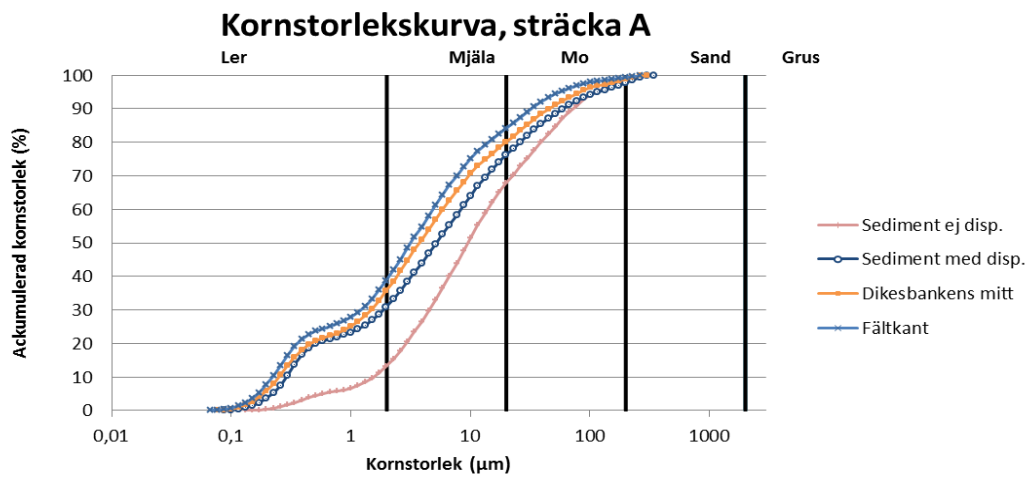
Figur 18. Kornstorlekskurvor för respektive prov för sträcka D.



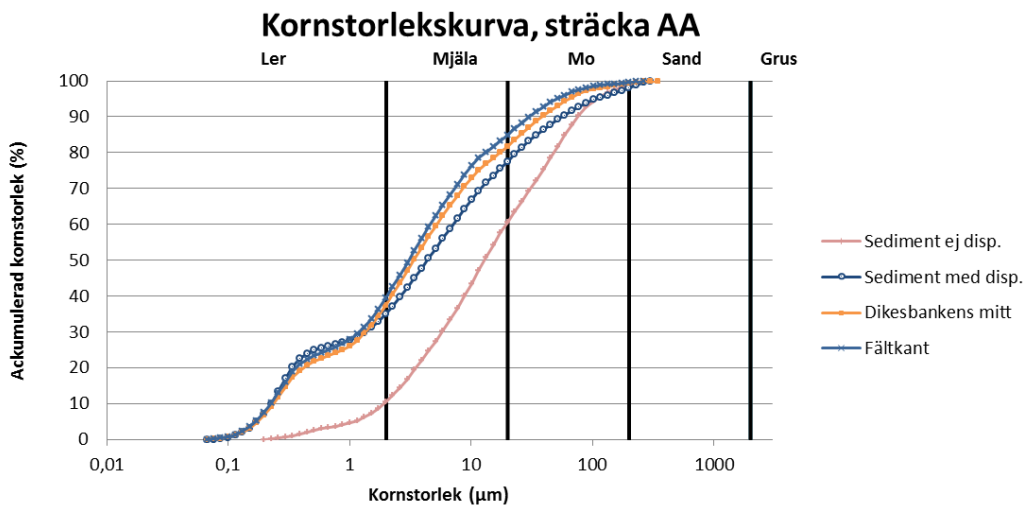
Figur 19. Kornstorlekskurvor för respektive prov för sträcka C.



Figur 20. Kornstorlekskurvor för respektive prov för sträcka CC.

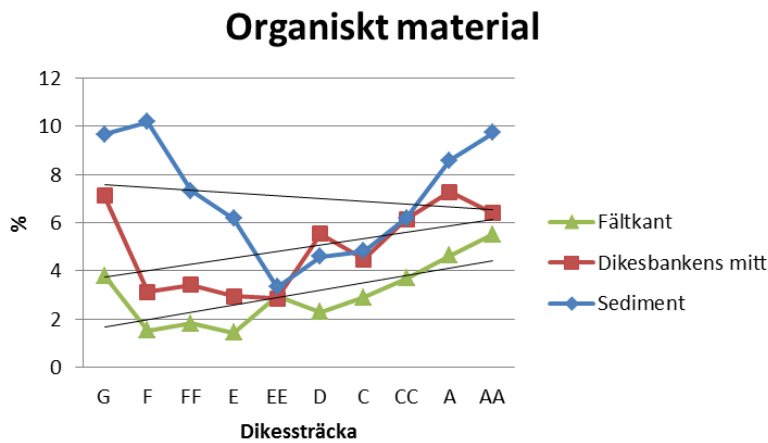


Figur 21. Kornstorlekskurvor för respektive prov för sträcka A.



Figur 22. Kornstorlekskurvor för respektive prov för sträcka AA.

Resultaten från glödningsförlusten räknades om med korrektionstal för mellan- lera och styv lera för att få fram den organiska halten i varje jord/sedimentprov och visas i *Figur 23*. Resultaten visar att sedimentproverna innehöll mest organiskt material i procent. Det är även störst spridning mellan de olika dikessträckorna i sedimentproverna. Trendlinjen för sedimentproverna går från högre halt av organiskt material uppströms till lägre nedströms, medan trendlinjerna för fältkantsproverna och proverna från dikesbankens mitt går i motsatt riktning.



Figur 23. Diagrammet visar halten av organiskt material i proverna från fältkanten, dikesbankens mitt och sedimentet vid varje dikessträcka.

I *Tabell 5* redovisas lerhalt, grushalt, mullhalt och jordart för respektive dikessträcka och provtagningsställe. Grushalten var inte hög i något av proverna utan låg mellan 0 och 0,2 vikts-%.

Tabell 5. Lerhalt, grushalt, mullhalt och jordart för prover från fältkant, dikesbankens mitt och sediment tagna vid respektive dikessträcka.

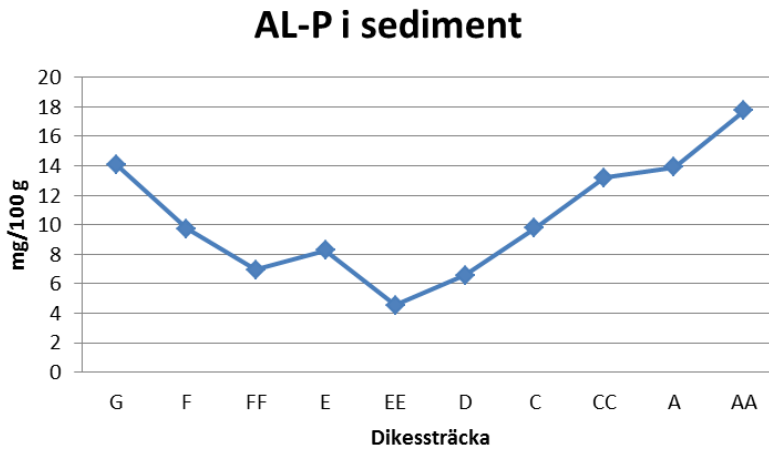
<i>Fältkant</i>				
Dikessträcka	Lerhalt (%)	Grushalt (vikts-%)	Mullhalt (%)	Jordart
G	41	0	4	Måttligt mullhaltig styv lera
F	50	0,0025	2	Något mullhaltig styv lera
FF	46	0,0057	2	Något mullhaltig styv lera
E	47	0,0006	1	Mullfattig styv lera
EE	45	0,0007	3	Något mullhaltig styv lera
D	41	0,0009	2	Något mullhaltig styv lera
C	35	0,0007	3	Något mullhaltig mellanlera
CC	43	0,0008	4	Måttligt mullhaltig styv lera
A	39	0	5	Måttligt mullhaltig mellanlera
AA	39	0,0103	6	Måttligt mullhaltig mellanlera

<i>Dikesbankens mitt</i>				
Dikessträcka	Lerhalt (%)	Grushalt (vikts-%)	Mullhalt (%)	Jordart
G	37	0	7	Mullrik mellanlera
F	45	0,0052	3	Något mullhaltig styv lera
FF	41	0,0013	3	Något mullhaltig styv lera
E	43	0	3	Något mullhaltig styv lera
EE	43	0	3	Något mullhaltig styv lera
D	34	0,0072	6	Måttligt mullhaltig mellanlera
C	32	0,0023	4	Något mullhaltig mellanlera
CC	39	0	6	Måttligt mullhaltig mellanlera
A	36	0	7	Mullrik mellanlera
AA	37	0,0027	6	Måttligt mullhaltig mellanlera

<i>Sediment</i>				
Dikessträcka	Lerhalt (%)	Grushalt (vikts-%)	Mullhalt (%)	Jordart
G	29	0	10	Mullrik mellanlera
F	32	0,0010	10	Mullrik mellanlera
FF	33	0,2016	7	Mullrik mellanlera
E	39	0,0017	6	Måttligt mullhaltig mellanlera
EE	42	0,0006	3	Något mullhaltig styv lera
D	37	0,0115	5	Måttligt mullhaltig mellanlera
C	34	0,0022	5	Måttligt mullhaltig mellanlera
CC	33	0,0007	6	Mullrik mellanlera
A	31	0,0007	9	Mullrik mellanlera
AA	35	0,0010	10	Mullrik mellanlera

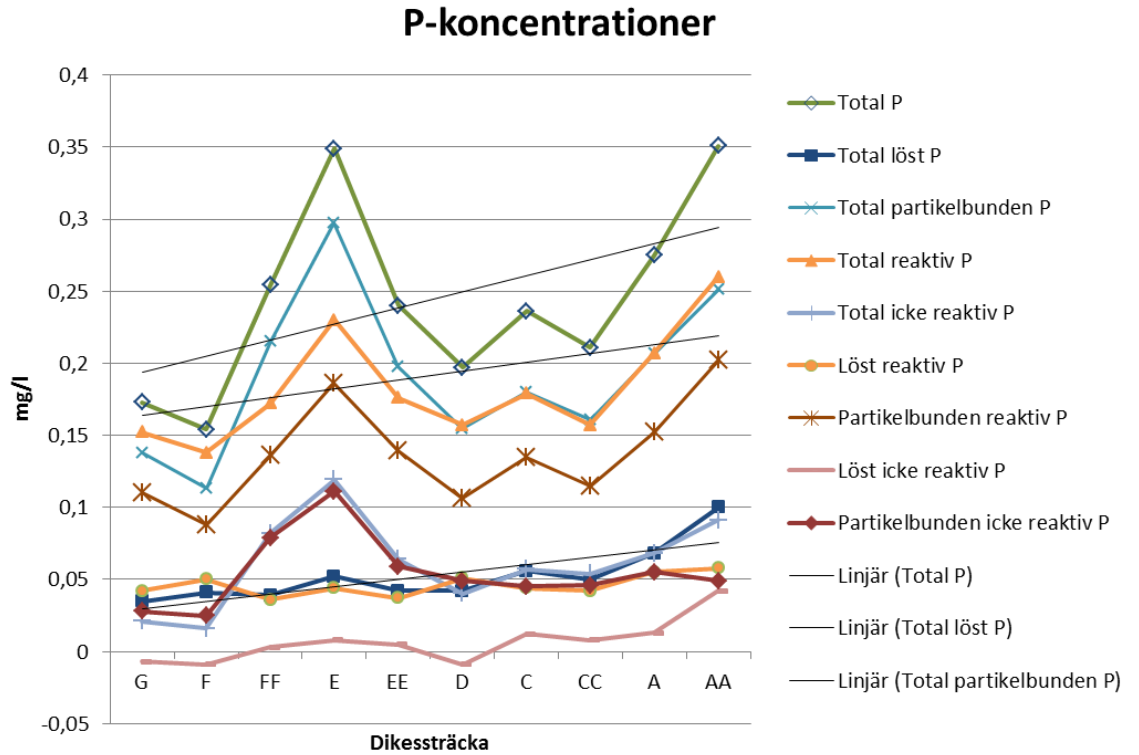
4.3 Fosfor i sediment och vatten

Enligt resultaten från analysen av P-AL (lättlöslig fosfor) i sedimentet var koncentrationerna högst vid sträcka AA (*Figur 24*). De var även höga vid sträcka G, CC och A men lägst vid sträcka EE. Sträcka AA hamnade i P-AL-klass V, sträcka FF, EE och D i klass III medan resterande sträckor hamnade i klass IV.



Figur 24. Koncentrationen lättlöslig fosfor i sedimentet på respektive dikessträcka.

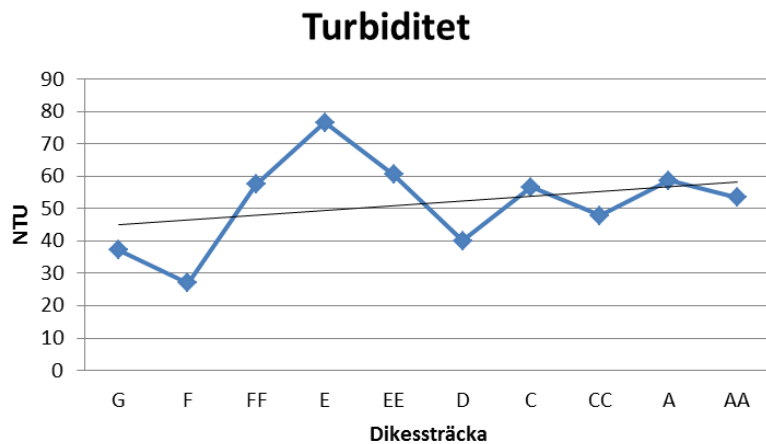
Resultaten från fosforanalyserna av vattenproverna presenteras i *Figur 25*. Trenden visade på högre värden nedströms än uppströms men sträcka E hade nästan genomgående relativt höga koncentrationer. Total partikelbunden fosfor hade högre koncentrationer än den totala lösta fosforfraktionen. Den reaktiva fraktionen var också större än den icke reaktiva. Löst icke reaktiv fosfor utgjorde den minsta fraktionen.



Figur 25. Koncentrationer av olika fosforfraktioner vid respektive dikessträcka.

4.4 Vattnets turbiditet

Resultaten från turbiditetsanalysen visar att turbiditeten ökade med strömningsriktningen, dvs. att den ökade från sträcka G till sträcka AA (Figur 26). Som högst var dock turbiditeten vid sträcka E.



Figur 26. Turbiditeten, mätt i NTU, vid respektive dikessträcka.

5 Diskussion

5.1 Dikets status

Enligt Madrasutvärderingen, inklusive Bornolds utvärdering, hade diket varierande skick på de olika dikessträckorna. Sträcka G hade sämst skick och sträcka CC hade bäst. De kompletterande fysikaliska analyserna gav också visst stöd för de resultaten. Att sträcka G hade låg turbiditet tyder på att flödet på sträckan var relativt lugnt och att sedimentet inte uppslammats utan att de partiklar som fanns i vattnet kunde sedimentera. I och med de stora förekomsterna av ras från dikesbanken vid sträcka G och ytvattenavrinning från fältet intill har troligen sedimentackumuleringarna där blivit så pass stora att det bildats sedimentbankar i vattenkanalen. Sträcka G är utformad efter dimensionerna med lägst vattenflöde och minst vattendjup för hela diket. Det beror på att sträckan har minst avrinningsområde då den ligger längst uppströms. I och med att nederbörden har ökat sen diket grävdes på 50-talet skulle det dåliga skicket kunna bero på otillräckliga dimensioner. Rasen från dikesbankarna skulle då ha kunnat komma av för högt vattenstånd som lett till vattenmättnad av dikesbankarna och därmed större rasrisk. På grund av sträckans skick kan den behöva rensas och grävas om för att behålla den avvattande förmågan och inte få ännu sämre status. På grund av ytavrinningen och rasen från fälten intill kan det även vara lämpligt att utöka skyddszonerna för att på så sätt gynna växtlighet året om och minska erosionsrisken. Statusbedömningen utifrån Madras-utvärderingen verkade inte ha något samband med var sträckorna befann sig inom avrinningsområdet, uppströms eller nedströms. Andra faktorer så som dikessträckornas relativa läge (dvs. om en sträcka ex. ligger på en raksträcka eller vid en lugnare del av diket) samt vegetation kan dock ha påverkat sedimentationen och därmed även fosforretentionsförmågan då finare partikelstorlekar har högre retentionsförmåga. Där flödes hastigheten är högre deponeras också mindre mängder av de fina partiklarna.

Madrasutvärderingen tar även hänsyn till sedimentdjup och skulle från det kunna ge en fingervisning om diket funktion som sedimentkälla eller sediment-

sänka. Resultaten visar att sedimentdjupet var större uppströms, även om sträcka EE och AA också hade stora sedimentdjup. Det tyder på att diket ackumulerade sediment. Hade sediment transporterats längs med diket hade sedimentdjupet troligen varit större nedströms än uppströms. Jämför man kornstorlekskurvorna för det dispergerade sedimentet med kurvorna för dikesbanken och fältkanten från respektive dikessträcka syns att vissa sträckors kurvor stämmer bra överens medan andra sträckors (sträcka G, F, FF, CC och A) skiljer sig en del åt. Den största skillnaden är att sedimentet inte innehöll lika mycket ler som de andra kurvorna. Det skulle kunna bero på att sedimentet inte kom från dikesbanken eller fältet vid den sträckan eller att lerpartiklarna i sedimentet hade transporterats bort med vattnet. I så fall skulle dessa dikessträckor utgjort sedimentkällor.

5.2 Diket som fosforkälla/fosforsänka

Madras-utvärderingen gav inga svar på dikets fosforegenskaper, utan i det fallet behövdes kompletterande fosforanalyser av sedimentet och vattnet. Generellt låg värdena för totalfosfor relativt lika de genomsnittliga värden för åren 1988-1999 som uppmätts genom Naturvårdsverkets miljöövervakning i Mälarenregionen. Värdena för fosfatfosfor efter filtrering, dvs. för löst reaktiv fosfor, låg mellan genomsnittsvärdena för vatten från dräneringsrör och jordbruksbäckar. Det tyder på att diket i den här studien inte utgjorde någon ovanligt stor fosforkälla men ändå var värre än naturliga jordbruksbäckar. De ändå relativt höga fosforkoncentrationerna vid sträcka E kan ha ett samband med den höga turbiditeten vid sträckan. Vid sträcka E var det även relativt stor del partikelbunden fosfor. Vid sträcka AA skulle de relativt höga fosforkoncentrationerna i vattnet kunna kopplas till högt P-AL-tal i sedimentet. Det kan innebära att sedimentet är nära fosformättat och därför inte binder så mycket fosfor från vattnet. Andelen fosfat av totalfosfor utgjorde däremot en mindre del än miljöövervakningens genomsnittliga värden för dräneringsvatten och jordbruksbäckar. 13-26 % av totalfosfor utgjordes av fosfat (löst reaktiv fosfor) i den här studien, jämfört med 50 respektive 56 % i Naturvårdsverkets miljöövervakning.

De små kornstorlekarna i sedimentet har hög fosforretentionsförmåga på grund av sin stora specifika yta men de kan också lätt suspenderas och transporteras nedströms med vattnet. Resultaten från korn- och aggregatstorleksanalyserna av sedimentet visade att stora delar av lerpartiklarna var aggregerade och på så sätt fick egenskaper som mer liknade mjåla- och mopartiklar. Att andelen reaktiv (organisk) fosfor var så pass stor skulle kunna bero på årstiden och att det mesta av det organiska materialet ännu inte brutits ned.

5.3 Resultaten i jämförelse med andra studier

Trendlinjen för det organiska materialet i sedimentet i den här undersökningen avtar med större avrinningsområde nedströms. Detta överensstämmer med slutsatserna från en studie av åkerdiken i nordöstra Indiana, USA, (Smith m.fl. 2005) där halten av organiskt kol i sedimenten minskade ju större avrinningsområdet var.

Resultaten tydde även på att högre lerhalt och lägre halt av organiskt material gav högre turbiditet. Turbiditeten var hög vid mitten av dikessträckningen där den organiska halten var lägst. Liknande resultat visades även i en studie av fosforförluster relaterat till aggregatstabilitet av Melakari (2005) och skulle kunna förklaras av det organiska materialets stabiliserande effekt på leraggregaten. Det organiska materialet hjälper till att stabilisera aggregat och om halten är låg blir mer ler upplöst från aggregaten (Melakari 2005). Det organiska materialet kan även ha betydelse för fosforretentionen i sedimentet enligt en nyazeeländsk studie (Nguyen och Sukias 2002) samt för halten totalfosfor i sedimentet (Palmer-Felgate m.fl. 2009). Lägre kolhalt i Melakaris studie (2005) ledde också till ökad koncentration totalfosfor i vattenfasen. Enligt den studien ledde också högre P-AL-tal och minskande kolhalt till ökande halter av partikelbunden fosfor. Lägre kolhalt skulle kunna stämma med högre totalfosforhalt även i den här studien om det inte vore för värdena för sträcka A och AA som både har hög kolhalt och hög halt av totalfosfor. Högre P-AL stämde dock inte med lägre kolhalt och lägre halt av partikelbunden fosfor i den här studien. Dessutom visade en studie av brittiska vattendrag ett samband mellan biologiskt tillgänglig fosfor och organiskt material i sedimentet i och med att det organiska materialet kontrollerar den biologiskt tillgängliga fosfor på ställen där det inte finns andra geokemiska kontrollmekanismer som ex. järninnehåll (Palmer-Felgate m.fl. 2009). Resultaten från den här studien pekar dock inte på något samband mellan det organiska materialet i sedimentet och halten av löst fosfor, däremot skulle det kunna vara ett samband med P-AL-talet, vilket också är biologiskt tillgänglig fosfor.

Då jordarten vid diket i den här studien var mellanlera eller styv lera vid alla sträckorna går det inte att se någon större skillnad på andelarna mjäla och finmo. Andelen ler var högst i sedimentet vid sträcka EE medan P-AL-talet var lågt vid den sträckan. Lerhalten var dock även hög i sedimentet vid sträcka G och A som hade höga P-AL-tal. I den brittiska studien hittades ett samband mellan andelen ler och finmjäla och fosforretentionsförmågan i sedimentet (Palmer-Felgate m.fl. 2009). Detta förklaras av att små kornstorlekar har stor specifik yta mot vattnet och därmed troligen lättare kan sorbera löst fosfor.

Resultaten tyder också på ett samband mellan högre turbiditet och mer partikulär fosfor vilket stöds av resultaten från Melakaris studie (2005). I den studien hittades dock även ett samband mellan högre P-AL-tal och högre totalfosforkoncentrationer samt mellan högre P-AL-tal och högre fosfathalt i vattenfasen vilket

inte stämmer med resultaten från den här studien. En orsak till det kan vara studiernas olika upplägg då Melakaris studie behandlar fältförhållanden och inte diken.

Resultaten visar inte på någon minskande lerhalt nedströms. I en amerikansk studie minskade dock mjäla-, finmo- och lerhalten i sediment ju större avrinningsområdet var (Smith m.fl. 2005). Detta kan bero på flödes hastigheten som troligen ökade nedströms p.g.a. större dikesdimensioner och att det kan ha transporterat bort de finare kornstorlekarna. Skillnaderna i flödes hastighet i dikningsföretaget i Munktorp kanske inte var lika stora som i den amerikanska studien.

Smith m.fl. (2005) kom även fram till att den fosfor i sedimenten som lätt desorberas från partiklar, minskade med större avrinningsområde. Troligen berodde detta på distributionen av organiskt kol, ler, mjäla och finmo eftersom dessa faktorer påverkar sedimentets fosforretentionsförmåga. Koncentrationen löst fosfor i vattnet varierade dock inte beroende på avrinningsområdets storlek (Smith m.fl. 2005).

Enligt Nguyen och Sukias (2002) studie låg värden för löst fosfor på majoriteten av provtagningsplatserna under de nyazeeländska gränsvärdena för övergödning av ytvatten på 0,015-0,030 mg/l, vilket enligt författarna visar på sedimentets goda retentionsförmåga. De menade också att sedimentets höga fosforkoncentrationer indikerade att sedimentet fungerade som fosforlagringsplats.

5.4 Åtgärder och hållbarhet

När det gäller att åtgärda diken finns generellt flera aspekter att ta hänsyn till. Sverige har idag miljömål om 'ingen övergödning' och 'levande sjöar och vattendrag'. För att uppnå dessa kan de bästa dikesåtgärderna vara att låta växtligheten ta över diket för att därmed ta upp mer näringsämnen. Den avvattande förmågan kan dock påverkas av detta vilket skulle kunna påverka ett annat av Sveriges miljömål negativt, nämligen att ha 'ett rikt odlingslandskap'. Ska det finnas odlingslandskap måste det finnas möjligheter för lantbrukare att bruka sin mark och om marken är översvämmad går inte det. Ökade översvämningshändelser skulle också kunna bidra till näringsläckage eftersom grödan kvävs och inte tar upp näringen. Växer diket igen letar sig troligen även vattnet vidare någon annan väg vilket innebär att syftet med igenväxning av diken kanske motverkar sig självt.

Dikesrensningar kan som sagt antingen öka eller minska näringsmängden i diket beroende på hur exempelvis fosforjämvikten i sedimentet förändras. Det är därför viktigt att tänka sig för noga innan man bestämmer sig för att rensa ett dike då rensningen skulle kunna skada ekosystemet både på plats och nedströms. Dikningsföretag kan dock bli skyldiga att rensa om markavvattningen inte fungerar och påverkar andras intressen. Långsiktigt skulle en bättre åtgärd vara att se till att diket inte sedimenterar igen till att börja med genom att motverka transport av

partiklar från fält till dike. Det är även viktigt att ta hänsyn till de klimatförändringar som sker. Ökade nederbörds mängder gör det än mer viktigt att diken inte förlorar sin avvattnande förmåga. Erosionsrisken ökar också med ökad nederbörd och ökade vattenflöden varför det borde satsas mer på åtgärder för att minska erosion, speciellt på erosionskänsliga jordar. Det skulle exempelvis kunna innebära att införa skyddszoner eller tvåstegsdiken. Skyddszoner bör vara över 15 meter breda för att påverka transporten av finmaterialet och lösta ämnen. De kan då också öka retentionen av organiskt bunden fosfor med mer än 60 % (Schmitt m.fl. 1999).

5.5 Metodval och felkällor

Naturvårdsverkets rekommendation för totalfosformätningar är fyra ggr/år så för att vara mer säker på dikets egenskaper som fosforsänka eller fosforkälla bör undersökningar i framtiden göras vid fler tillfällen. Fosforjämvikten och dynamiken mellan sediment och vatten är också viktigt att förstå eftersom de har stor betydelse för transport och retention av fosfor. Att analysera fosforjämviktsförhållandet i sedimentet vid olika tillfällen och under olika väderleksförhållanden så som översvämningar och torka skulle därmed vara en ytterligare och kanske säkrare metod för att bestämma fosforretentionsegenskaperna i diket. För att avgöra hur diket har förändrats över tid och om diket ursprungligen har varit rätt dimensionerat kan det dessutom vara bra att mäta ett antal tvärsektioner hos diket och jämföra dessa med ursprungsritningen för diket.

Mätfel kan ha skett vid de fosforanalyser som filtrerades eftersom värden för löst reaktiv fosfor på vissa sträckor var högre än värdena för total löst fosfor. Detta berodde troligen på för låga koncentrationer i proverna.

Madrasmotoden är ett effektivt sätt att utvärdera dikens status. För att bli än mer användbar för lantbrukare skulle dock exempel på åtgärdsförslag kunna kopplas till de olika parametrarna som undersöks samt till de olika statusklassningarna. Det är förståeligt att diken med 'dåligt skick' behöver åtgärdas men om klassningen blir t.ex. 'påverkat skick', kan åtgärdsbehovet vara mer diskutabelt.

6 Slutsatser

Madras-metoden fungerar för att se om ett dike behöver åtgärdas eller inte, utifrån ett markavvattningsperspektiv. Metoden skulle säkerligen kunna användas av lantbrukarna själva och underlätta egenkontroll av åkerdiken.

Ur ett övergödningsperspektiv behöver dock kemiska analyser utföras för att kunna avgöra om ett dike agerar fosfor/sedimentkälla eller sänka.

Av det undersökta åkerdiket befann sig sträcka G i påverkat skick och borde åtgärdas. De andra dikessträckorna hade varierande skick men var inte i så dåligt skick som sträcka G. Det dåliga skicket berodde på ras från dikesbanken och på att sedimentbankar bildats i vattenkanalen. Detta skulle kunna bero på att fälten intill diket brukats enda intill diket. Att anlägga en skyddszon intill diket skulle då kunna motverka framtida problem. Dock skulle dikessträckan möjligen behöva rensas och grävas om för att fungera optimalt i markavvattningen.

Sedimentdjupet var störst uppströms vilket tyder på att diket inte var en sedimentkälla. Vissa sträckor kan dock ha utgjort sedimentkällor. Det är svårt att avgöra om diket agerade fosforkälla eller sänka. Det hade inte ovanligt höga halter av fosfor i vattnet men eftersom sedimentets fosforretentionsförmåga inte mättes går det inte att säga om sedimentet tog upp eller gav ifrån sig fosfor. Undersökningar bör också göras vid fler tillfällen för att kunna ge svar på frågan.

Referenslista

- Agrell, B. (2013). Personligt meddelande från Flicksta-Häljeby dikningsföretags ordförande. Tel.nr. 070-5657599. Kårsta 6, 731 92 Köping. [2013-01-29]
- Bergström, L., Djodjic, F., Kirchmann, H., Nilsson, I. & Ulén, B. (2007). Fosfor från Jordbruksmark till Vatten – tillstånd, flöden och motåtgärder i ett nordiskt perspektiv. Rapport MAT 21 nr 2/2007, ss. 21. SLU.
- Bornold, P. (2011). *Utvärdering av öppna dikens status och funktion, samt lämplighet med tvåstegs-dike som ett lågunderhållsalternativ, en förstudie utförd i Västmanlands län*. Manuskript.
- Boye, K., Jarvis, N., Moeys, J., Gönczi, M., & Kreuger, J. (2012). *Ytavrinning av växtskyddsmedel i Sverige och lämpliga motåtgärder – en kunskapssammanställning med fokus på skyddszoner*. CKB rapport 2012:1. KompetensCentrum för Kemiska Bekämpningsmedel, Sveriges Lantbruksuniversitet. Uppsala.
- D'Ambrosio, J.L., Kallio, R.M., Ward, A.D., Ward, J.D., Tank, J. & Roley, S. (2012). *The Evolution of Two-Stage Agricultural Ditches In the United States*. An ASABE meeting presentation. Paper Number: 12-1338344. St. Joseph, Mich.: ASABE.
- Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2005). *Wiklanders marklära*. Studentlitteratur, Lund.
- Fangmeier, D.D., Elliot, W.J., Workman, S.R., Huffman, R.L. & Schwab, G.O. (2006). *Soil and Water Conservation Engineering*, Fifth edition. Thomson Delmar Learning, USA.
- Glimskär, A., Wikberg, J., Marklund, L. & Christensen, P. (2007). *Linjära landskapselement i NILS fältinventering 2003-2006*. Arbetsrapport 199 2007. Sveriges lantbruksuniversitet, institutionen för skoglig resurshushållning. Umeå.
- HACH LANGE. (2011). *LCK 349*. [online] Tillgänglig: <http://www.hach-lange.se/view/content/facetsearch?query=LCK+349&defaultvalue-clone-3235=S%C3%B6k%C2%A0...&type=All#> [2013-02-27]
- Haygarth, P.M. 1997. *Agriculture as a source of phosphorus transfer to water: sources and pathways*. 21, Scientific committee on phosphorus in Europe.
- Jordbruksverket. (2010a). *Markavvattning och dagvatten*. [online] Tillgänglig: <http://www.jordbruksverket.se/amnesomraden/miljoochklimat/vatten/markavvattningochdagvatten.4.7a446fa211f3c824a0e8000171076.html> [2013-01-25]
- Jordbruksverket. (2010b). *Konsekvenser för jordbrukets vattenanläggningar i ett förändrat klimat - förstudie*. Rapport 2010:27.
- Jordbruksverket. (2009). *Klimatförändringarna och dikningsföretaget*. Artikelnummer: OVR168. [online] Tillgänglig: <http://webbutiken.jordbruksverket.se/sv/artiklar/klimatforandringarna-och-dikningsforetaget.html> [2013-01-07]

- Ljung, G. (1987). *Mekanisk analys – Beskrivning av en rationell metod för jordartsbestämning*. Sveriges lantbruksuniversitet. [online] Tillgänglig: http://pub.epsilon.slu.se/5132/1/ljung_g_100914.pdf [2013-02-16]
- Länsstyrelsen Skåne. (2012) *Rensning och underhåll av vattenanläggningar*. [online] Tillgänglig: http://www.lansstyrelsen.se/skane/Sv/miljo-och-klimat/verksamheter-med-miljopaverkan/vattenverksamhet/Pages/Rensning_och_underhall.aspx [2012-12-04]
- Länsstyrelserna. (2006). *Vägledning för hantering av markavvattning*. [online] Tillgänglig: <http://www.miljosamverkansverige.se/projekt/Projektrapport%20Markavvattning/V%C3%A4gledning%20f%C3%B6r%20hantering%20av%20markavvattning.pdf> [2012-12-04]
- Länsstyrelsen Västmanland. (1957). Arkiverade dikesföretagshandlingar Flicksta-Häljeby dikningsföretag.
- Lantmäteriet. (2012). *Terrängkarta*.
- Magner, J. A., Hansen, B. J., Anderson, C., Wilson, B. N. & Nieber, J. L. (2010). *Minnesota Agricultural Ditch Reach Assessment for Stability (Madras): A Decision Support Tool*. An ASABE Conference Presentation. Paper Number: IDS-CSBE100229. ASABE Publication Number 711P0610e.
- Melakari, A. (2005). *Aggregatstabilitet, jordbearbetning och fosforförluster i ett typområde på jordbruksmark*. Seminarier och examensarbeten Nr 51. Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Nationalencyklopedin. (2013). *Dikning: historia*. [online] Tillgänglig: <http://www.ne.se/dikning/historia> [2013-01-07]
- Nationalencyklopedin. (2012). *Utdikning*. [online] Tillgänglig: <http://www.ne.se/lang/utdikning> [2012-12-04]
- Naturvårdsverket. (2005). *Fosforförluster från mark till vatten*. Rapport 5507. [online] Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5507-0.pdf> [2013-02-15]
- Naturvårdsverket. (2012). *Skydd av våtmarker*. [online] Tillgänglig: <http://www.miljomal.se/Miljomalen/Alla-indikatorer/Indikatorsida/?iid=113&pl=1> [2013-01-23]
- Naturvårdsverket. (2012). *Våtmark*. [online] Tillgänglig: <http://www.naturvardsverket.se/Start/Tillstandet-i-miljon/Vatmark/> [2013-01-07]
- Needelman, B.A., Kleinman, P.J.A., Strock, J.S. & Allen, A.L. (2007). Improved management of agricultural drainage ditches for water quality protection: An overview. *Journal of Soil and Water Conservation*. 62(4): 171-178. Soil and Water Conservation Society.
- Nguyen, L. & Sukias, J. (2002). *Phosphorus fractions and retention in drainage ditch sediments receiving surface runoff and subsurface drainage from agricultural catchments in the North Island, New Zealand*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 92 (2002) 49–69. [online] Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880901002845> [2013-03-11]
- Ohlsson, F., Johansson, L., Hallingberg, A. & Nyberg, M. (1994). *Erosionsskydd i samband med förstärkningsåtgärder för slänter*. Skredkommissionen. Rapport 1:94, Linköping.
- Palmer-Felgate, E.J., Jarvie, H.P., Withers, P.J.A., Mortimer, R.J.G. & Krom, M.D. (2009). *Streambed phosphorus in paired catchments with different agricultural land use intensity*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 134 (2009) 53–66. [online] Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880909001662> [2013-03-11]
- Powell, G.E., Ward, A.D., Mecklenburg, D.E. & Jayakaran A.D. (2007). Two-stage channel systems: Part 1, a practical approach for sizing agricultural ditches. *Journal of Soil and Water Conservation*. 62(4):277-286. Soil and Water Conservation Society.
- SCB, Jordbruksverket, Naturvårdsverket & LRF. (2012). *Hållbarhet i svenskt jordbruk 2012*. Örebro.
- Schmitt, T.J., Dosskey, M.G. & Hoagland, K.D. (1999). *Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants*. *J. Environ. Qual.* 28, 1479–1489. [online] Till-

- gänglig: http://www.nrem.iastate.edu/class/assets/For460-560/Managing%20AFS_hydrological%20functions/Schmitt%20et%20al._1999.pdf [2013-03-11]
- Sharpley, A.N., Krogstad, T., Kleinman, P.J.A., Haggard, B., Shigaki, F. & Saporito, L.S. (2007) Managing natural processes in drainage ditches for nonpoint source phosphorus control. *Journal of Soil and Water Conservation*. 62(4):197-206. Soil and Water Conservation Society. [online] Tillgänglig: <http://www.jswconline.org/content/62/4/197.short> [2012-12-10]
- SMHI (a). (2012). *Month, year, temperature*. [online] Tillgänglig: http://data.smhi.se/met/climate/time_series/month_year/temperature/SMHI_month_year_temperature_clim_9635.txt [2012-12-12]
- SMHI (b). (2012). *Month, year, precipitation*. [online] Tillgänglig: http://data.smhi.se/met/climate/time_series/month_year/precipitation/SMHI_month_year_precipitation_clim_9635.txt [2012-12-12]
- SMHI. (2009). *Erosion av bottensedimet*. [online] Tillgänglig: <http://www.smhi.se/Professionella-tjanster/Professionella-tjanster/Miljo-och-klimat/Vattenmiljo/erosion-av-bottensediment-1.3170> [2013-01-24]
- Smith, D.R., Haggard, B.E., Warnemuende, E.A. & Huang, C. (2005). *Sediment phosphorus dynamics for three tile fed drainage ditches in Northeast Indiana*. *Agricultural Water Management* 71 (2005) 19–32. [online] Tillgänglig: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378377404001842> [2013-03-11]
- Strock, J.S., Kleinman, P.J.A., King, K.W. & Delgado, J.A. (2010). Drainage water management for water quality protection. *Journal of Soil and Water Conservation*. 65(6):131A-136A. Soil and Water Conservation Society.
- Uusi-Kämpä, J., Turtola, E., Hartikainen, H. & Yläntä, T. (1996). *The interactions of buffer zones and phosphorus runoff*. I: Haycock, N., Burt, T., Goulding, K. & Pinay, G. (red.), (2001). *Buffer Zones: Their Process and Potential in Water Protection*. Ss. 43-50. Haycock Associated Limited. [online] Tillgänglig: [http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones\(locked\).pdf#page=51](http://www.biodiversitysouthwest.org.uk/docs/BufferZones(locked).pdf#page=51) [2013-01-25]
- Vaughan, R.E., Needelman, B.A., Kleinman, P.J. A. & Allen A.L. (2007). Spatial Variation of Soil Phosphorus within a Drainage Ditch Network. *Journal of Environmental Quality*. 36:1096–1104. Publicerad av ASA, CSSA, och SSSA. USA.
- Wivstad, M., Salomon, E., Spångberg, J. & Jonsson, H. (2009). *Ekologisk produktion – möjligheter att minska övergödningen*. Centrum för hålligt lantbruk, SLU. Uppsala.

Bilagor

Bilaga 1. Madras-utvärderingsprotokoll med statusgränser.

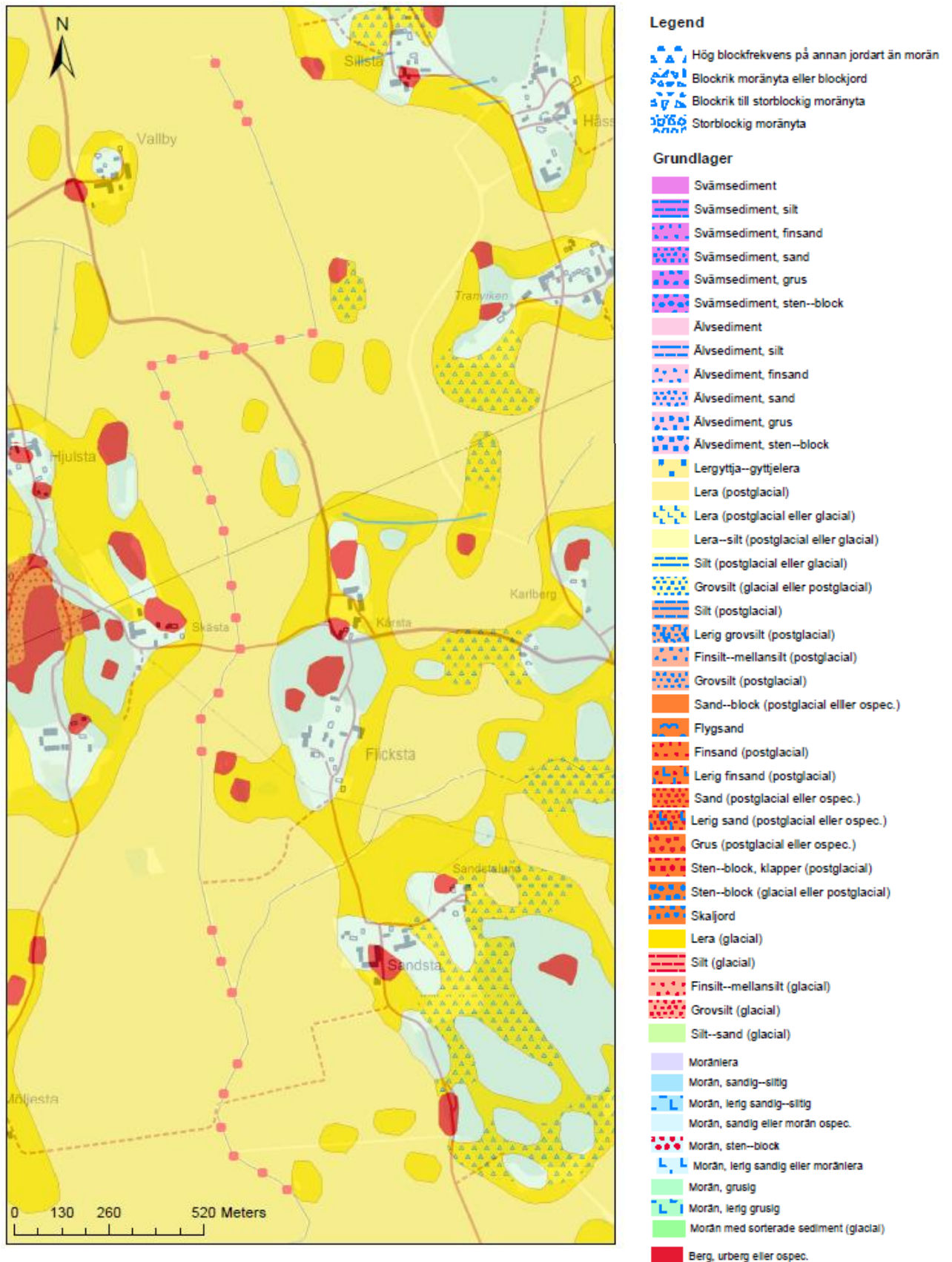
Bankerosion från ytavrinning	Ras	Grundvatteninträngning	
1/3: 3 poäng	2/3: 5 poäng	3/3 eller 10 % av sträckan: 10 poäng	
Kanalens bank jämn o. inga underskurna bankar	Oregelbunden dikesform, oregelbunden kanalbredd eller vertikal dikesbank	2 av följande: (som tidigare): dikesform, bredd eller vertikal bank	20 % av bankarna underskurna OCH 20 % av sträckan har fallit ner i diket
0 poäng	3 poäng	5 poäng	10 poäng
Ingen påtaglig deposition	Sedimentdjupet överskrider 7,5 cm i genomsnitt	sedimentavlagringar i diken	Bankar i vattenkanalen
0 poäng	3 poäng	5 poäng	10 poäng

Totalpoäng: 0-8 = gott skick (0-7 = gott skick, sträcka F)
 9-15 = marginellt påverkat (8-13 = marginellt påverkat, sträcka F)
 16-20 = påverkat dike (14-18 = påverkat dike, sträcka F)
 Över 21 = dåligt skick (Över 19 = dåligt skick, sträcka F)

Bilaga 2. Ifyllt Madras-utvärderingsprotokoll för sträcka G och F.

	Poäng	
	Sträcka F	Sträcka G
Bankerosion	ja (15 m av sträckan)	ja (10 % av sträckan påverkad)
Ras	ja	ja
Grundvatteninträngning		
Poäng:	5 poäng	10 poäng
Kanalens bank jämn, inga underskurna banker oregelbunden dikesform, kanalbredd eller vertikal dikesbank 2 av ovanstående	bredden varierar mellan 5,3 m och 6,7 m.	nej, underskuret på ett ställe (1 m) bredden varierar mellan 4,9 och 6 m.
20 % av bankarna underskurna och 20 % av sträckan har fallit ner i diket		nej
Poäng:	3 poäng	3 poäng
Ingen påtaglig deposition	nej	nej
sedimenttjuket överskrider 7,5 cm i genomsnitt	ja	ja
sedimentavgringar i diken	ja	ja
bankar i vattenkanalen	nej	ja
Poäng:	5 poäng	10 poäng
Totalpoäng:	13	23
Betyg:	marginellt påverkat	dåligt skick
<i>Allmänna observationer:</i>		
vegetation	halva sträckan videbustar, kaveldun, gräs och mossa på bankerna	vass och gräs på bankerna
yterrosion	enstaka platser (upp i skydds-zonen)	Erosion och hålligheter på fältet innan banken tar vid
anslutande dräneringsrör	ett rör fanns under vattentytan, inga anmärkningar	.

Bilaga 3. Jordartskarta med provtagningsplatserna utmarkerade (rosa punkter).



Källa: SGU och Lantmäteriet

Hanna Johansson