

O-88060

Miljøkonsekvenser ved  
etablering av landdeponi  
for avgangsmasser ved

## **Titania A/S**



# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

## Hovedkontor

Postboks 33, Blindern  
0313 Oslo 3  
Telefon (02) 23 52 80  
Telefax (02) 39 41 29

## Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36  
4890 Grimstad  
Telefon (041) 43 033  
Telefax (041) 42 709

## Østlandsavdelingen

Rute 866  
2312 Ottestad  
Telefon (065) 76 752

## Vestlandsavdelingen

Breiviken 5  
5035 Bergen - Sandviken  
Telefon (05) 95 17 00  
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:

88060

Undernummer:

Løpenummer:

2160

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Miljøkonsekvenser ved etablering av landdeponi  
for avgangsmasser ved Titania A/S

Dato:

6. oktober 1988

Prosjektnummer:

88060

Forfatter (e):

Iversen, Eigil

Faggruppe:

Miljøteknikk

Geografisk område:

Rogaland

Antall sider (inkl. bilag):

40

Oppdragsgiver:

A.B. Berdal A/S

Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):

Ekstrakt:

Rapporten gir en beskrivelse av avgangens sedimenteringsegenskaper og kjemiske forhold vedrørende deponering av denne type avgang. For å oppnå optimale forhold i deponiet kreves holdt en pH-verdi på ca. 11.5 i avgangen. Deponering ved lavere pH-verdier vil gi økning i tungmetall- og fosforkonsentrasjoner i tillegg til økt partikkelinnhold i utløpet av deponiet.

4 emneord, norske:

1. Flotasjonsavgang
2. Deponi
3. Sedimentering
4. Partikkeltransport

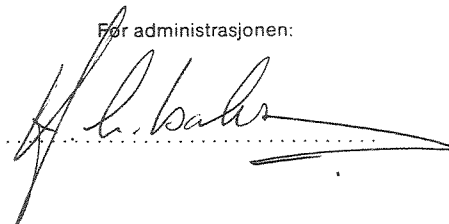
4 emneord, engelske:

1. Tailings disposal
2. Settling pond
3. Settling velocity
4. Water quality

Prosjektleder:

  
Eigil Iversen

Før administrasjonen:



ISBN - 82-577-1448-8

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING  
Oslo

0 - 88060

MILJØKONSEKVENSER VED ETABLERING AV  
LANDDEPONI FOR AVGANGSMASSER VED TITANIA A/S

Oslo, 6. oktober 1988

Saksbehandler: Eigil Iversen  
Medarbeidere: Tor S. Traaen  
Åse Gudmundson Rogne

## FORORD

I forbindelse med de utredninger som Berdal A/S utfører vedrørende miljøkonsekvenser ved avgangsdeponering i landdeponi ved Titania A/S, har NIVA fått i oppdrag å vurdere vannkvalitet i det fremtidige overløp av en deponeringsdam.

I et programforslag av 4. mars 1988 ble et opplegg for NIVA's undersøkelser skissert. Opplegget går ut på:

1. Utføre sedimenteringsforsøk for å vurdere avgangens sedimenteringsegenskaper.
2. Sammenholdt data med erfaringer fra andre deponier i Norge.

De praktiske forsøkene ble utført med frisk avgang ved Titania 2.-5. mai 1988.

## 1. KONKLUSJONER

Det er undersøkt fysiske/kjemiske effekter ved etablering av landdeponi ved Titania A/S.

Utførte sedimenteringsforsøk viser at avgangen sedimenterer best i sterkt alkalisk miljø ved pH 11.5. Avgangen sedimenterer bedre i svakt surt miljø enn i svakt alkalisk miljø.

Ved sedimentering i svakt surt miljø vil en få økte tungmetall- og fosforkonsentrasjoner i overløpet.

Ut fra vurdering av fysiske/kjemiske forhold anbefales det derfor å foreta deponering med en pH-verdi på ca. 11.5 i avgangen.

Ut fra laboratorieforsøk anslås det årlige kalkbehov til ca. 6700 tonn CaO med en årlig avgangsmengde på  $8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  dersom en ønsker å holde pH 11.5 i deponiet.

Uansett valg av damtype vil det bli en viss partikkeltransport ut av deponiet. Transporten vil variere sterkt avhengig av klima og nedbør. Det anslås en midlere slamtransport på ca. 300 tonn/år ved en middelvannføring på 315 l/s.

Det er sannsynlig at en ved en drenerende dam vil få en større partikkelmengde i overløpet enn ved deponering under vann i en tett dam.

Andre forhold enn hensynet til vannkvaliteten må også tillegges stor vekt ved valg av damtype.

## 2. SEDIMENTERINGSFORSØK

### 3.1 Utførelse

---

Sedimenteringsforsøkene viser at optimale sedimenteringsbetingelser oppnås ved høye pH-verdier (pH 11.5). De fineste partiklene er meget følsomme for endringer i pH-verdien. Ved stor fortynning endres sedimenteringsbetingelsene i ugunstig retning. Av kjemiske årsaker anbefales også holdt en høy pH-verdi i deponiet. For å holde pH 11.5 i avgangen vil det gå med ca. 6700 tonn CaO til en årsproduksjon på  $8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  avgang.

---

For å vurdere avgangens sedimenteringsegenskaper ble det utført en serie sedimenteringsforsøk med frisk avgang. Forsøkene ble utført på stedet med den avgangsblanding som går til deponering. Denne avgangen består av totalavgang fra Tellnes iblandet avgang fra vaskefortykker ved tørkeanlegget ved Jøssingfjord. Samlet avgang har normalt et tørrstoffinnhold på ca. 20%.

Sedimenteringsforsøkene ble utført i en 1 m lang sylinder av plexiglass (long-tube) med et volum på ca. 30 l. På siden av røret var montert tynne metallrør for uttak av prøve ved forskjellige dyp, henholdsvis 10, 30, 50, 70 og 90 cm fra overflaten. Nødvendig avgangsmengde ble tappet direkte fra avgangsledningen (avgang Tellnes) og iblandet avgang fra vaskefortykker under kraftig omrøring. Selv om omrøringen var meget kraftig, var det ikke mulig å holde det groveste godset i suspensjon. Følgende forsøk ble utført:

- A, B. Parallellforsøk. Ca. 20% fast stoff.  
6.7 l overløp vaskefortykker + 23.3 l  
avgang Tellnes.
- C. 5% fast stoff. Avgangsmengder fortynnet  
med råvann (ferskvann).
- D. 1% fast stoff.
- E. 20% fast stoff. Kalket med CaO til pH 9.4.
- F. 20% fast stoff. Kalket med CaO til pH 11.2.
- G. Finfraksjon. Overløp sekundær syklon. Kalket  
med CaO til pH 9.5.
- H. Finfraksjon. Kalket til pH 11.7.
- I. Finfraksjon. Tilsatt svovelsyre til pH 6.0.

Forsøkene G, H og I ble utført for å studere hvilke sedimenterings-egenskaper finfraksjonen fra avgang Tellnes har.

Fra de angitte dyp i sedimenteringsrøret ble det tatt passende prøvemengder for analyse av suspendert tørrstoff.

## **2.2 Vurdering av resultater**

### **2.2.1 Fysiske forhold,**

Analyseresultatene fra forsøkene er samlet i tabellene 1-9 i vedlegg 1. Resultatene for suspendert tørrstoff er behandlet i et regneprogram utviklet av NIVA for beregning av bl.a. sedimenteringshastigheter og grafisk presentasjon av beregninger og måleresultater. En forklaring på denne metodikken er gitt i vedlegg 2. Grafiske fremstillinger av måleresultater og beregninger er gitt i vedlegg 3. Ved vurdering av resultatene bør en ta hensyn til noen praktiske forhold:

- Det var vanskelig å ta ut representative prøvemengder for sedimentering.
- Naturlige variasjoner i avgangens sammensetning kan ha noen innflytelse på resultatene.

Resultatene fra sedimenteringsforsøkene viser en del karakteristiske trekk:

- Sedimenteringsegenskapene er pH-avhengig

Forsøk A og B hadde pH-verdi i området 4-5. Forsøk E hadde pH 9.4, mens forsøk F hadde pH 11.2. Tørrstoffinnholdet var det samme, ca. 20%.

I figurene 6 (forsøk A), 14 (forsøk E) og 16 (forsøk F) i vedlegg 3 er vist grafisk partikkelkonsentrasjonen som funksjon av dypet ved forskjellige tidspunkt. I figurene er tidspunktene for prøveuttak markert på de forskjellige kurvene.

Figurene kan være noe vanskelige å tolke ved første øyekast. Det går likevel tydelig fram at sedimenteringen går raskere med økende pH. Tilsynelatende er det liten forskjell mellom forsøk E (pH 9.4) og forsøk F (pH 11.2). Den tydeligste forskjellen er at godsmengden etter 1 time ved 70 cm dyp i forsøk F var betydelig større enn i forsøk E. Dette viser at sedimenteringen går raskere ved pH 11.2 enn ved pH 9.4.

En bedre måte å vise dette på er å studere hvordan sedimenteringshastigheten forandrer seg med dyp og tid. Figurene 5, 13 og 15 (forsøkene A, E og F) gir en grafisk fremstilling av sedimenteringshastigheten som funksjon av tiden. I figurene er også sedimenteringshastigheter innfelt i tabell. Av figurene ser en at ved alle tre forsøk opptrer et maksimum i hastighetskurvene. Maksimumverdiene beveger seg nedover i dypet med tiden. Dette viser at det foregår en flokkulering i suspensjonene ved alle pH-verdier (se vedlegg 2). Imidlertid øker maksimumsverdiene ved stigende pH-verdi, noe som viser at fnokkoppbyggingen og dermed sedimenteringen går best ved den høyeste pH-verdi.

Avgangen består av en rekke fraksjoner. I miljøsammenheng er det fokusert sterkt på finfraksjonene og deres spredning i resipienten. I forsøkene G, H og I er studert hvordan finfraksjonene (overløp sekundær syklon) opptrer ved forskjellige pH-verdier. I figurene 18, 20 og 22, som viser konsentrasjonene som en funksjon av dypet ved forskjellige tidspunkt, er endringene med pH-verdiene mer markerte enn for totalavgangen. Sedimentering av finfraksjonene er betydelig mer følsom for endringer i pH-verdiene enn totalavgangen. En ser av figurene at sedimenteringen ved pH 9.5 går meget dårlig.

Den grafiske fremstillingen av sedimenteringshastighetene gir her et bedre inntrykk av forholdene. Figur 21 (forsøk I - pH 6.0) viser at sedimenteringshastigheten har maksimumsverdier som endrer seg med tid og dyp. Høyeste hastighet var 4.4 cm/min etter 30 min og 30



cm dyp. Dette viser at det foregår en flokkulering.

Ved pH 9.5 (forsøk G, fig. 17) er bildet helt forskjellig. Hastigheten er høyest i startfasen, noe som viser at en del av de tyngste partiklene sedimenterer først. Deretter skjer det relativt små endringer i hastigheten. Dette viser at det ikke foregår noen flokkulering ved pH 9.5.

Ved pH 11.7 er bildet svært likt bildet ved pH 6.0, men med den forskjell at maksimumsverdiene for hastighetene er betydelig høyere enn ved pH 6.0. Dette viser at pH bør være høyere enn 11 for å få best mulig sedimentering av de fineste partiklene.

Det er i denne undersøkelsen ikke gjort noe forsøk på å bestemme pH-verdien for de optimale betingelser mer nøyaktig. Dette vil kreve et større antall forsøk. Verdien vil trolig også endre seg noe, avhengig av endringer i avgangens sammensetning. De erfaringer som her er gjort, er for øvrig i samsvar med bedriftens egne erfaringer fra en rekke sedimenteringsforsøk som er gjort tidligere. Noen ytterligere vurdering av dette materialet er ikke gjort i denne rapporten.

#### - Uttynning av avgangen gir dårligere sedimentering

Forsøk A og B viser sedimentering av 20% - tørrstoffsuspensjoner. Forsøk C viser en 5% suspensjon, mens forsøk D viser en 1% suspensjon. Forsøk D skiller seg mest fra de andre. Her er tørrstoffinnholdet etter 8 timers sedimenteringstid vesentlig høyere enn ved de andre forsøkene. Resultatene er i samsvar med de praktiske erfaringer fra andre deponiområder. De beste resultater oppnås når avgangen sedimenterer så konsentrert som mulig og ikke påvirkes av forstynningseffekter som bl.a. sterk vind og stor nedbør kan bevirke.

Forøvrig gir kurvene for sedimenteringshastigheter også en bekreftelse på disse observasjoner. Fig. 9 (5%-suspensjon) viser helt klart at det foregår en flokkulering i suspensjonen, men maksimal sedimenteringshastighet (15.6 cm/min - 2 timer, 90 cm dyp) er lavere enn for en 20%-suspensjon (41.6 cm/min - 2 timer, 50 cm dyp). For en 1%-ig suspensjon er bildet helt forskjellig og noe blandet. Ved de øverste dyp er det ingen flokkulering, mens det lenger ned i røret foregår en viss flokkulering, men denne er ikke særlig fremtredende.

### 2.2.2 Kjemiske forhold.

For å belyse den kjemiske vannkvalitet i et eventuelt fremtidig landdeponi ble det tatt noen stikkprøver fra noen av forsøkene. Prøvene ble tatt fra 50 cm dyp etter 8 timers sedimentering. Følgende sedimenteringsforsøk ble valgt:

- Forsøk A. 20% tørrstoff slik den går til deponi i dag.
  - Forsøk E. 20% tørrstoff. pH 9.4.
  - Forsøk F. 20% tørrstoff. pH 11.5.
- Sigevann fra gammelt deponi ved Sandbekk. Analyseresultatene er presentert i tabell 10.

Resultatene viser at deponering i surt miljø vil gi en høyere tungmetallbelastning ved utløp av deponiet enn ved deponering i alkalisk miljø. Det er videre liten forskjell i tungmetallnivå ved pH 9.1 og 11.3, mens fosfornivået er vesentlig lavere ved pH 11.3 enn ved pH 9.1. Av tungmetallene er det spesielt nikkelkonsentrasjonene som er særlig avhengig av pH-verdien.

Drensvann fra det gamle deponiet ved Sandbekk viser en svakt alkalisk karakter, likevel er nikkellinnholdet så vidt høyt som 1290 µg/l.

Resultatene viser således at den beste vannkvalitet i et fremtidig overløp vil i kjemisk henseende oppnås ved at avgangen har en pH-verdi på ca. 11.5.

Under forsøksbetingelsene ble følgende kalkforbruk notert under pH-hevingen:

pH 9.2: 18.8 g CaO pr. 30 l avgang.

pH 11.4: 25 g CaO pr. 30 l avgang.

Med en anslått avgangsmengde på  $8 \cdot 10^6$  m<sup>3</sup>/år vil det bli behov for ca. 6700 tonn CaO pr. år for å holde pH 11.4 i deponiet. Forbruket vil sannsynligvis variere en del.

Kostnadene til kalk vil således bli ca. 6 mill. kroner pr. år.

Tabell 10. Analyseresultater for vannkvalitet.

	Forsøk A	Forsøk E	Forsøk F	Deponi Sandbekk
pH	4.13	9.10	11.3	7.77
Konduktivitet, mS/m, 25°C	179	229	253	67.0
Turbiditet, FTU	126	2.4	3.8	-
Sulfat, mg SO <sub>4</sub>	800	1110	1060	185
Kalsium, mg Ca/l	283	536	571	96.4
Magnesium, mg Mg/l	72.0	28.5	0.29	24.4
Aluminium, µg Al/l	624	36	417	244
Jern, µg Fe/l	23900	11	16	1050
Kobber, µg Cu/l	5.7	3.1	3.9	19.0
Sink, µg Zn/l	80	10	10	10
Nikkel, µg Ni/l	990	<5	<5	1290
Titan, µg Ti/l	48	<5	<5	7
Totalfosfor, µg P/l	1600	83	32.5	90

### 3. SAMMENLIGNING MED ANDRE DEPONIOMRÅDER I NORGE

---

Det er vanskelig å gi noe eksakt anslag for slamflukten fra et landdeponi. Det anslås at slamflukt på 300 tonn/år basert på skjønnsmessig vurdering av sedimenteringsdata. Forhold som type dam, klima og nedbør er faktorer som har betydning. Tekniske tiltak for å begrense slamflukten er mulig.

---

To alternativer for landdeponi vurderes:

- Tett dam hvor avgangen deponeres under vannspeil.
- Drenerende dam.

Valg av damtype kan ha betydning for vannkvaliteten i overløpet. Slike forhold er imidlertid meget vanskelig å vurdere da det ikke foreligger driftserfaringer fra drenerende dammer i Norge. Ved landbaserte deponier i Norge har man valgt å deponere flotasjonsavgang under vann i innsjøer eller i separate slamdammer. Under norske forhold kan dette i enkelte områder være fordelaktig av driftsmessige årsaker. Den vesentligste årsaken til at man har valgt denne deponimåten i Norge, er imidlertid at de bergverk som foretar slik deponering i Norge, er kisgruver der avgangen inneholder kismineraler som vil forvitte og avgi tungmetaller ved tørr deponering. Ved Titania A/S har en ikke den problemstillingen, slik at det vil bli hensynet til slamtransport ut av dammen, konstruksjonsmessige forhold og kostnader ved de to alternativer som vil være avgjørende for valg av løsning.

I Norge har en driftserfaring fra flere landdeponier. Det vil imidlertid ikke være så enkelt å vurdere disse erfaringene i forhold til et fremtidig landdeponi ved Titania A/S. Dette har flere årsaker. Noen kan nevnes:

- Deponiene inneholder avfall fra kisflotasjonen og har følgelig andre egenskaper enn avgangen ved Titania.
- Avgangen inneholder rester av overflateaktive kjemikalier (xantater) som påvirker sedimenteringsegenskapene. Ved Titania består avgangen i det vesentligste av avfall etter gravimetrisk separasjon.
- Ved kisgruvene er produksjonen betydelig mindre. Eksempelvis er avfallsmengden ved Titania av størrelsesorden 10 ganger større enn den største kisgruven i Norge, Follidal Verk.

Vi vil likevel her ta med noen data for utløpet av noen avgangsdeponier i Norge. I tabell 11 er noen aktuelle data presentert.

Erfaringene kan i korthet formuleres slik:

1. Det er gunstigst å foreta deponering i slamdammer med så liten overflate som mulig.
2. Deponeringsbetingelsene er avhengig av ytre påvirkninger som klima, nedbør og vind.
3. Slamflukten er størst i perioder med sterk vind og mye nedbør. Spesielt ugunstig periode er om våren når det er flom, og isen på dammen går.

Deponiet til Follidal Verk på Hjerkinns er kanskje det deponi som egner seg best for sammenligninger. Deponiet er meget utsatt for vind. I perioder med stor vannføring som om våren kan det i perioder observeres partikkelkonsentrasjoner på omkring 30 mg/l. Under normale betingelse er verdiene ca. 1-5 mg/l.

Tabell 11. Data fra deponiområder i Norge.  
Gjennomsnittsverdier.

Område	Deponert mengde  tonn/år	Type deponi	Tørrstoff  mg/l	Årlig slamtran- sport tonn
Follidal Verk, Hjerkinns	300.000	dam	5	30
Grong Gruber	400.000	innsjø	0.7	300
Sulitjelma Bergverk	300.000	innsjø	1-4	1000-3000
Løkken Gruber (nedl. 1987)	290.000	dam	4	4

Ved kisgruvenes deponier kan partikkeltransporten ut av deponiene

synes liten. En har likevel påvist klare miljøeffekter i de nærmeste vassdragsstrekninger som mottar slikt avløp. Ved Titania A/S er resipientforholdene annerledes, idet overløpet av dammen ikke føres til noe vassdrag.

Valg av damtype vil sannsynligvis også ha betydning for partikkelkonsentrasjoner i overløpet. Det er rimelig å anta at deponering under vann i en tett dam vil gi mindre partikkeltransport i overløpet enn deponering over vannspeilet i en drenerende dam. I en drenerende dam vil det være stor fare for resuspensjon av slam fra den delen av deponiet som ligger over vannfasen, i perioder med sterk vind eller nedbør. Ved valg av damtype vil imidlertid en rekke andre forhold også ha stor vekt.

Ut fra vurdering av sedimenteringsdata synes et partikkelinnhold på ca. 30 mg/l i overløpet av dammen å være et realistisk anslag basert på en skjønnsmessig vurdering. Hvis man regner en midlere årlig vannføring på 315 l/s ut av deponiet, vil årlig slamtransport bli ca. 300 tonn. Variasjonene i løpet av året vil sikkert være store dels på grunn av vind og nedbør og dels på grunn av variasjoner i avgangens sammensetning. I råmalmen finnes soner med leirmineraler og talc, noe som i perioder kan gi økt partikkeltransport.

Vi vil også peke på at ved hjelp av tiltak som bruk av flokkuleringsmidler, resirkulering av vann og andre tekniske tiltak, kan det være mulig å begrense slamflukten. I prosessen er det også teknisk mulig å ta ut en større del av det fineste godset.

Uansett valg av damtype må man likevel regne med en viss slamflukt i perioder av året.

#### 4. LITTERATUR

McLaughlin, A.J., jr.: The settling properties of suspension. Jour. of the hydraul. div., ASCE, Vol. 85, No. HY 12, Proc. paper 2311, Dec. 1959, pp. 9-41.

Tryland, Øivind: Suspensjoners synkeegenskaper. Metode for analyse av finfordelte partiklers synkehastighet i vann. NIVA-rapport. VA-32/83. L.nr. 1574.

Iversen, Eigil m. fl.: Rutineovervåking i Folla 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 272/87. NIVA-rapport. L.nr. 2022.

Iversen, Eigil m.fl.: Overvåking av Sulitjelmavassdraget 1986-1987. Statlig program for forurensningsovervåking. Under trykking.

Grande, Magne m.fl.: Grong Gruber A/S. Kontrollundersøkelser i vassdrag. Årsrapporter 1970-1987.

Iversen, Eigil m.fl.: Løkken Gruber A/S & Co. Kontrollundersøkelser. Årsrapporter 1975-1987.

**VEDLEGG 1**



Tabell 1-9: Konsentrasjoner i mg/l.

Tabell 1. Sedimenteringsforsøk A. Total avgang 20% fast stoff

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	120	240	480
10	79120	50558	389.3	91.3	78.0	69.6
30	95269	70627	51782	221.3	58.0	36.7
50	103538	77417	61961	212.6	69.3	38.3
70	117901	84417	70500	79531	115.7	35.5

Tabell 2. Sedimenteringsforsøk B. Total avgang 20% fast stoff

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	120	240	480
10	65631	48300	482	82.1	81.0	39.4
30	83162	67952	50704	161.7	64.2	35.7
50	99213	76444	68279	194.6	113.7	35.8
70	101261	77308	67390	80498	93.0	70.9

Tabell 3. Sedimenteringsforsøk C. Total avgang 5% fast stoff

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	120	240	480
10	15283	1417	242.6	45.5	27.0	36.5
30	16856	13975	420.3	95.0	33.3	38.6
50	22783	16391	1997	118.0	53.9	33.5
70	22402	17242	14142	136.4	61.4	40.4
90	29703	18957	16500	146.4	61.4	41.2

Tabell 4. Sedimenteringsforsøk D. Total avgang 1% fast stoff

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	60	120	240	480
10	4056	1814	670	413	236	110	74.2
30	4672	2708	804	517	312	153	89.8
50	5266	3812	862	573	326	180	95.2
70	6035	4184	1037	581	347	193	87.1
90	7790	4455	1502	618	356	210	94.6

 Tabell 5. Sedimenteringsforsøk E. Total avgang 20% fast stoff pH 9.4

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	60	120	240	480
10	78054	673.8	90.0	34.7	26.2	9.9	6.3
30	87902	68240	381.3	84.4	21.3	16.8	11.5
50	103065	83155	66988	179.4	57.0	23.8	6.4
70	109718	92768	95115	90310	124.4	26.1	9.6

 Tabell 6. Sedimenteringsforsøk F. Total avgang 20% fast stoff pH 11.2

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	60	120	240	480
10	58814	223	110	41.7	16.2	14.7	8.6
30	89445	63827	212	56.6	33.9	11.1	8.6
50	96790	86009	79976	68.6	34.4	18.0	9.3
70	119192	102945	103935	199223	213257	16.3	9.8

Tabell 7. Sedimenteringsforsøk G. Overløp sek. syklon pH 9.5

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	120	360	720
10	26880	21220	15960	10500	6070	2650
30	26800	22490	18700	12690	7320	2860
50	26360	25720	20000	13030	7650	3040
70	27550	28280	42440	13690	7850	3530
90	28680	27730	63480	14420	8700	3410

Tabell 8. Sedimenteringsforsøk H. Overløp sek. syklon pH 11.7

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	120	240	360
10	23040	70.2	13.1	2.9	1.6	2.0
30	25030	124.9	27.0	6.2	2.3	4.2
50	25410	23780	36.3	7.5	2.3	2.0
70	25420	34730	41580	11.2	4.0	2.2
90	29010	66580	96500	130250	139110	25320

Tabell 9. Sedimenteringsforsøk I. Overløp sek. syklon pH 6.0

Tid, min Dyp, cm	2	10	30	120	240	360	720
10	24340	15261	708	136	45.6	20.2	6.8
30	25740	26210	998	244	71.1	32.1	9.0
50	26420	26390	4208	339	95.5	45.0	10.3
70	27730	28660	27810	1992	110	51.2	11.8
90	28070	32420	63350	14900	446	65.8	15.0

**VEDLEGG 2**

### Beregning av sedimenteringshastigheter.

For beregning av sedimenteringshastigheter er benyttet et program utviklet ved NIVA. Programmet bygger på en metode publisert av McLaughlin (1959) som går ut på å la suspensjonen sedimentere i et rør, ta ut serier av prøver fra flere dyp i røret og bestemme partikkelinnhold i prøvene (fig. 1). McLaughlin viste at slike analyser kunne brukes for bestemmelse av suspensjonens sedimenteringshastighet, v. For beregning av sedimenteringshastigheten brukes kontinuitetsligningen:

$$\frac{\delta C}{\delta t} + \frac{\delta(vC)}{\delta z} = 0 \quad (1)$$

hvor C = partikkelkonsentrasjonen (suspendert stoff).  
 v = lokale midlere sedimenteringshastighet (cm/min).  
 t = sedimenteringstid (min).  
 z = dyp (cm).

Integreres ligningen, får vi:

$$(vC)_z = D = -\frac{\delta}{\delta t} \int_0^D C \delta z \quad (2)$$

som brukes for å beregne v. For å beregne v ved en valgt z-verdi = D, måles arealet under kurvene i fig. 2 som viser et konsentrasjonsprofilidiagram. Arealene plottes mot de tilsvarende sedimenteringstider ( $t_1$ ,  $t_2$ ,  $t_3$  etc.).

Vinkelkoeffisienten til den nye kurven er lik høyre side i ligning (2) og brukes for å beregne v ved forskjellige tider da konsentrasjonen C er kjent. Beregningene gjentas for hvert dyp det tas prøve fra, og sedimenteringshastigheten kan beregnes for hvert dyp.

I figur 3 er vist et eksempel på slike beregninger. Figuren viser hvordan sedimenteringshastigheten varierer med tid og dyp ved sedimentering av aluminiumhydroksydslam.

Ved hjelp av denne metoden er det mulig å vise matematisk forskjellige fysiske effekter som f.eks. flokkulering eller forhindret sedimentering.

Når det er flokkulering i suspensjonen, vil sedimenteringshastigheten øke til et maksimum i en periode. I denne perioden inneholder suspensjonen flokkulerende partikler som bygger seg sammen til større

partikler med større hastighet enn de små partikler. Når en slik "sky" med hurtig sedimenterende partikler passerer et aktuelt dyp, avtar sedimenteringshastigheten igjen.

I figur 4 er vist hvordan sedimenteringshastigheten varierer i en suspensjon hvor det ikke er flokkulering. Etter at tunge, hurtig sedimenterende partikler har falt til bunns, avtar hastigheten gradvis.

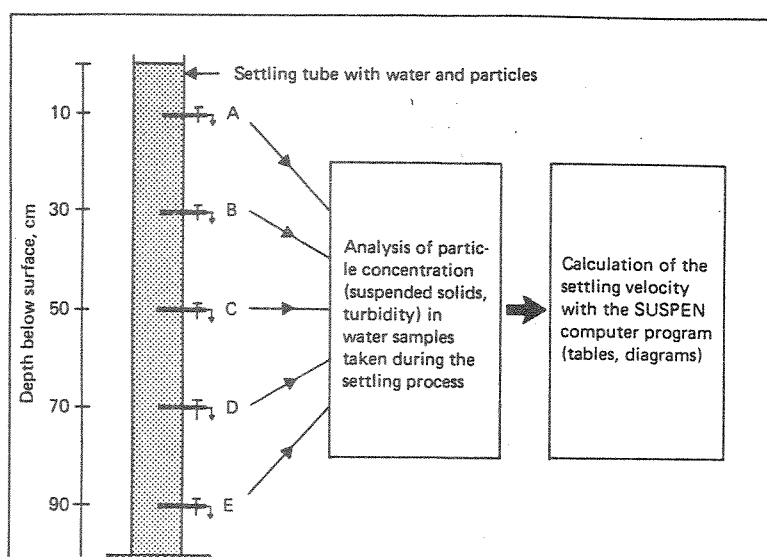


Figure 1. The settling behaviour is investigated in a plexiglass tube equipped with sampling tubes entered through the wall of the column at five different depths. The particle concentration is analysed and the computer program SUSPEN is used for calculation of the local mean settling velocity.

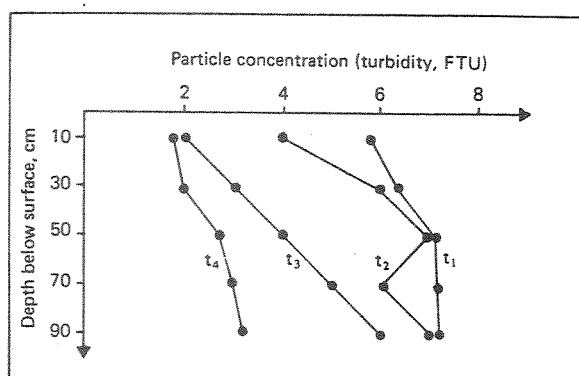


Figure 2. The concentration profile diagram shows the variation in turbidity of aluminum hydroxide particles with depth and settling time ( $t_1 < t_2 < t_3 < t_4$ ). The local mean settling velocity is calculated by integration of the curves in such diagrams.

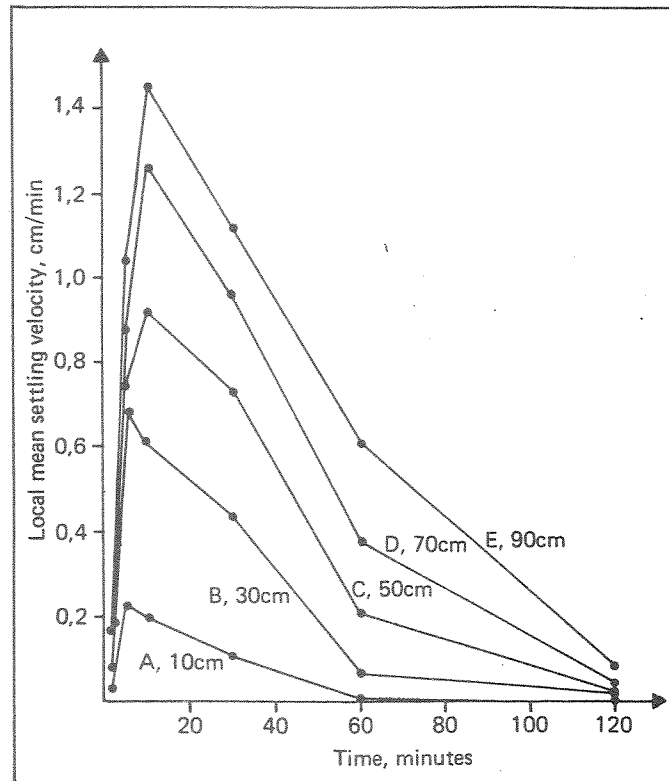


Figure 3. The velocity diagram shows the local mean settling velocity of  $\text{Al(OH)}_3(\text{s})$  as a function of time. The increase of settling velocity during the first ten minutes show that particles flocculate and that the effect of flocculation increases with depth.

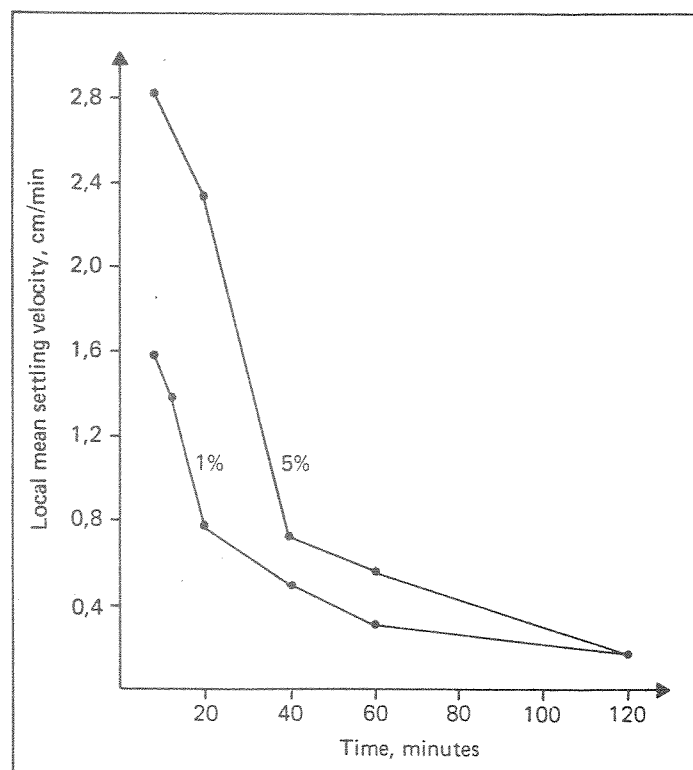


Figure 4. The settling velocity of suspensions of waste particles from mineral processing is shown. The curves, drawn at 50 cm depth, show the effect of increasing the initial particle concentration from 1 % to 5 % dry material.

**VEDLEGG 3**



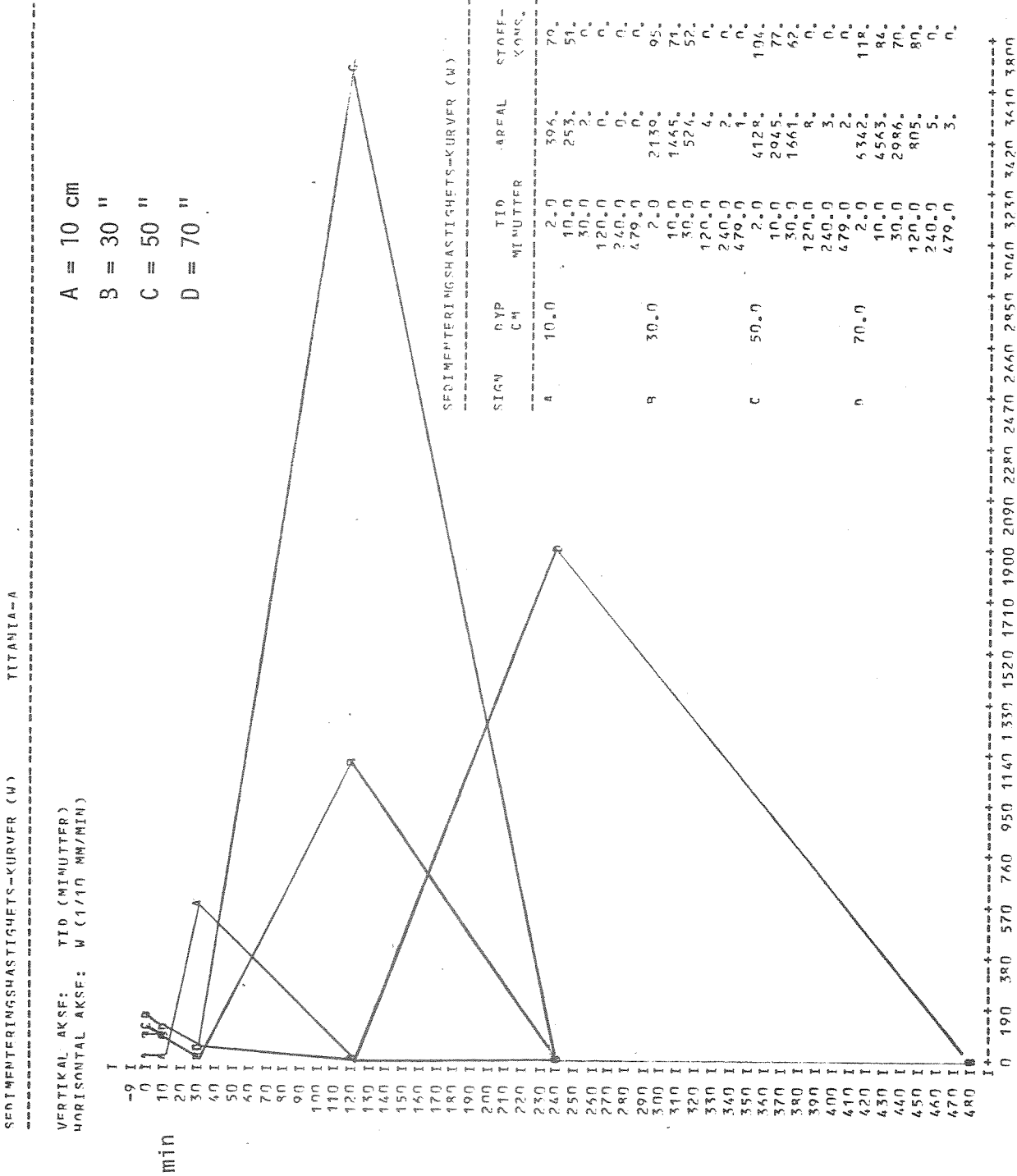


Fig. 5. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk A.

1/10 mm/min

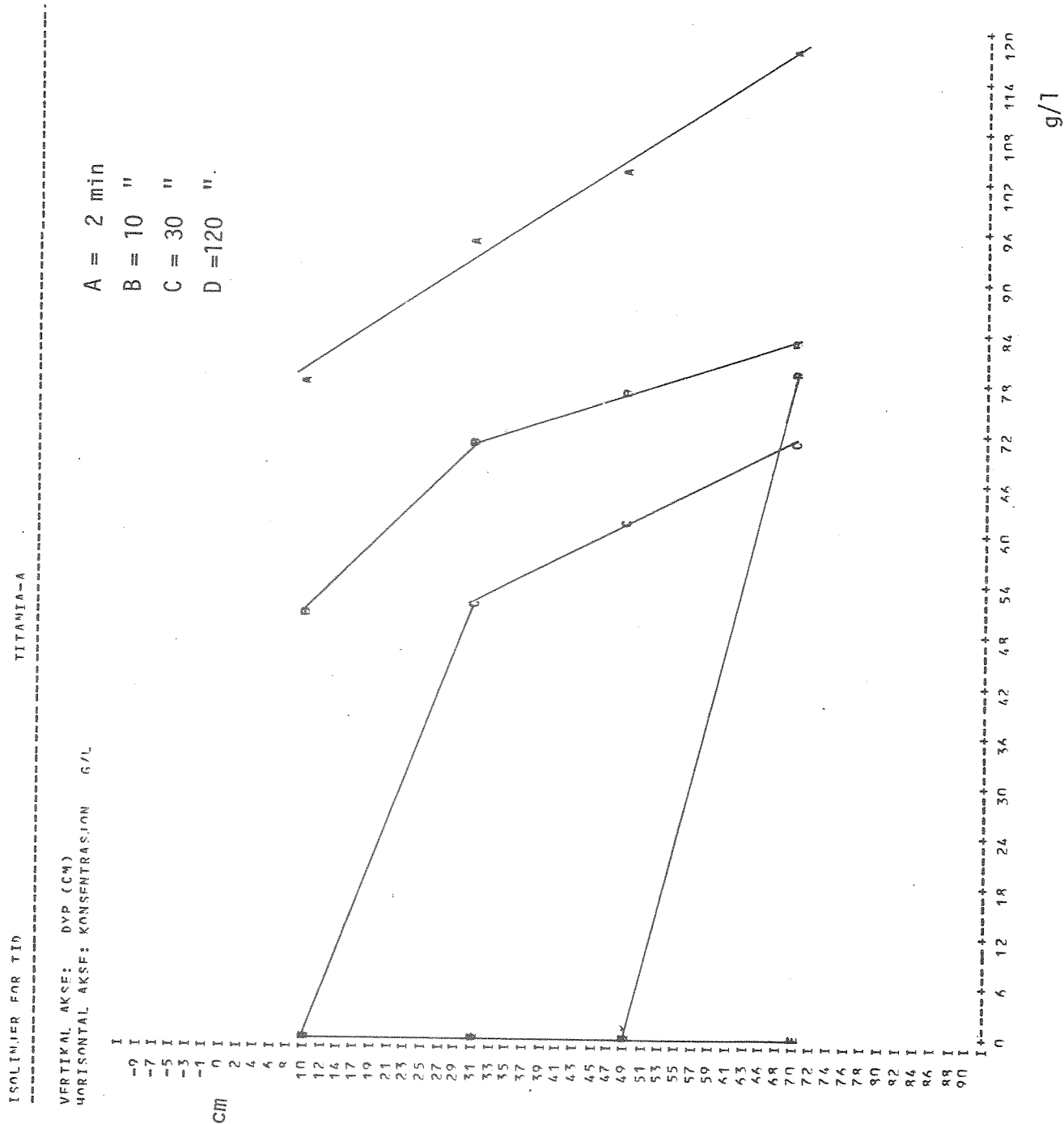
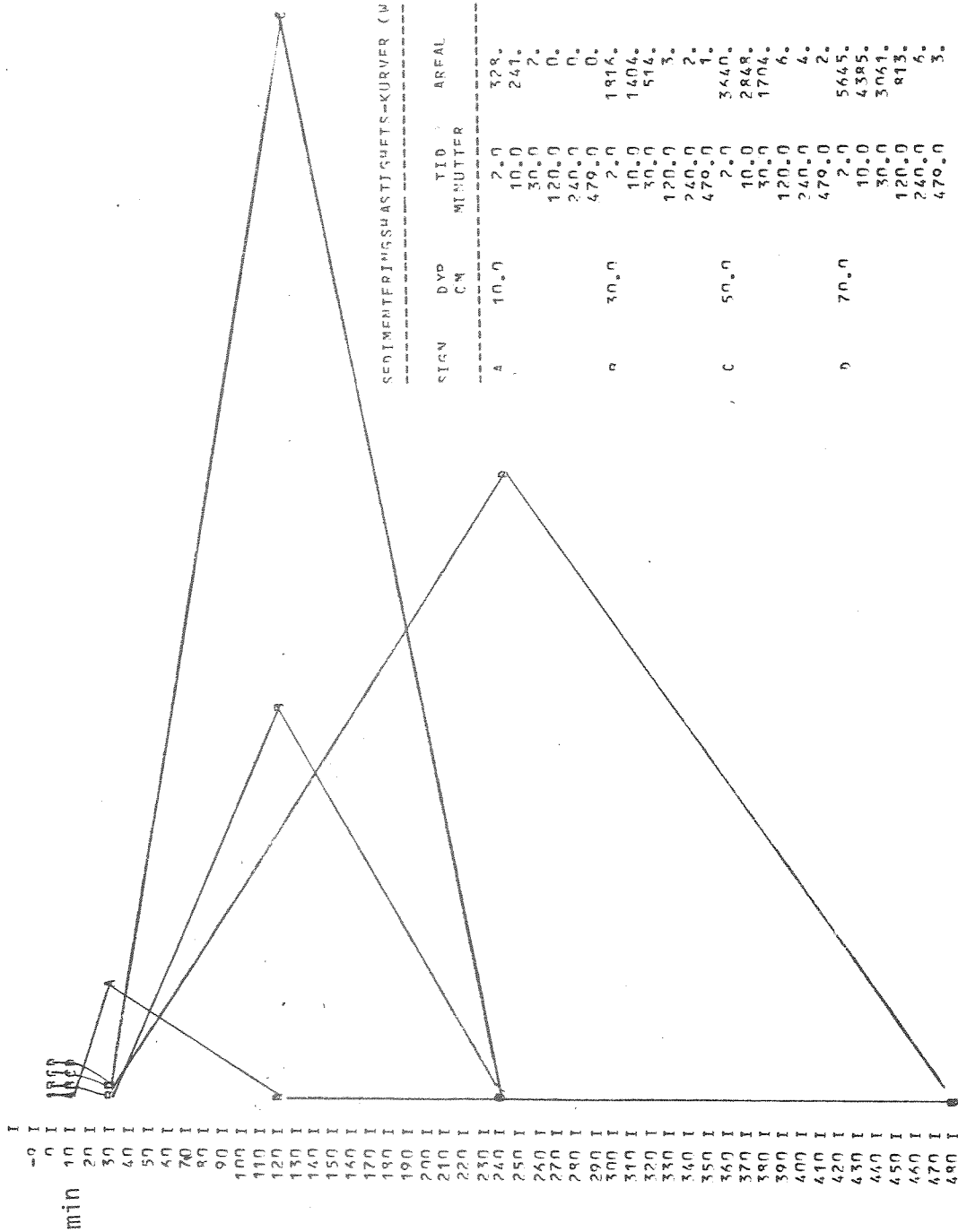


Fig. 6. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk A.

SEDIMENTERINGSHASTIGHETS-KURVER (V) TITANIA-B

VERTIKAL AKSE: TID (MINUTTER)  
 HORIZONTAL AKSE: W (1/10 MM/MIN)

A = 10 cm  
 B = 30 "  
 C = 50 "  
 D = 70 "



SEDIMENTERINGSHASTIGHETS-KURVER (W) TITANIA-B

SIGN	DYP CM	TID MINUTTER	AREAL	STOFF-KONS.	W CM/MIN
A	10.0	2.0	328.	55.	0.17
		10.0	241.	48.	0.24
		30.0	2.	0.	4.55
		120.0	0.	0.	0.12
		240.0	0.	0.	0.01
		470.0	0.	0.	0.02
B	30.0	2.0	1816.	83.	0.52
		10.0	1404.	68.	0.58
		30.0	516.	51.	0.25
		120.0	3.	0.	15.09
		240.0	2.	0.	0.08
		470.0	1.	0.	0.11
C	50.0	2.0	3640.	90.	1.00
		10.0	2848.	76.	0.90
		30.0	1704.	68.	0.38
		120.0	6.	0.	41.51
		240.0	4.	0.	0.12
		470.0	2.	0.	0.23
D	70.0	2.0	5645.	101.	1.55
		10.0	4385.	77.	1.19
		30.0	3061.	67.	0.48
		120.0	813.	80.	0.18
		240.0	6.	0.	24.28
		470.0	3.	0.	0.17

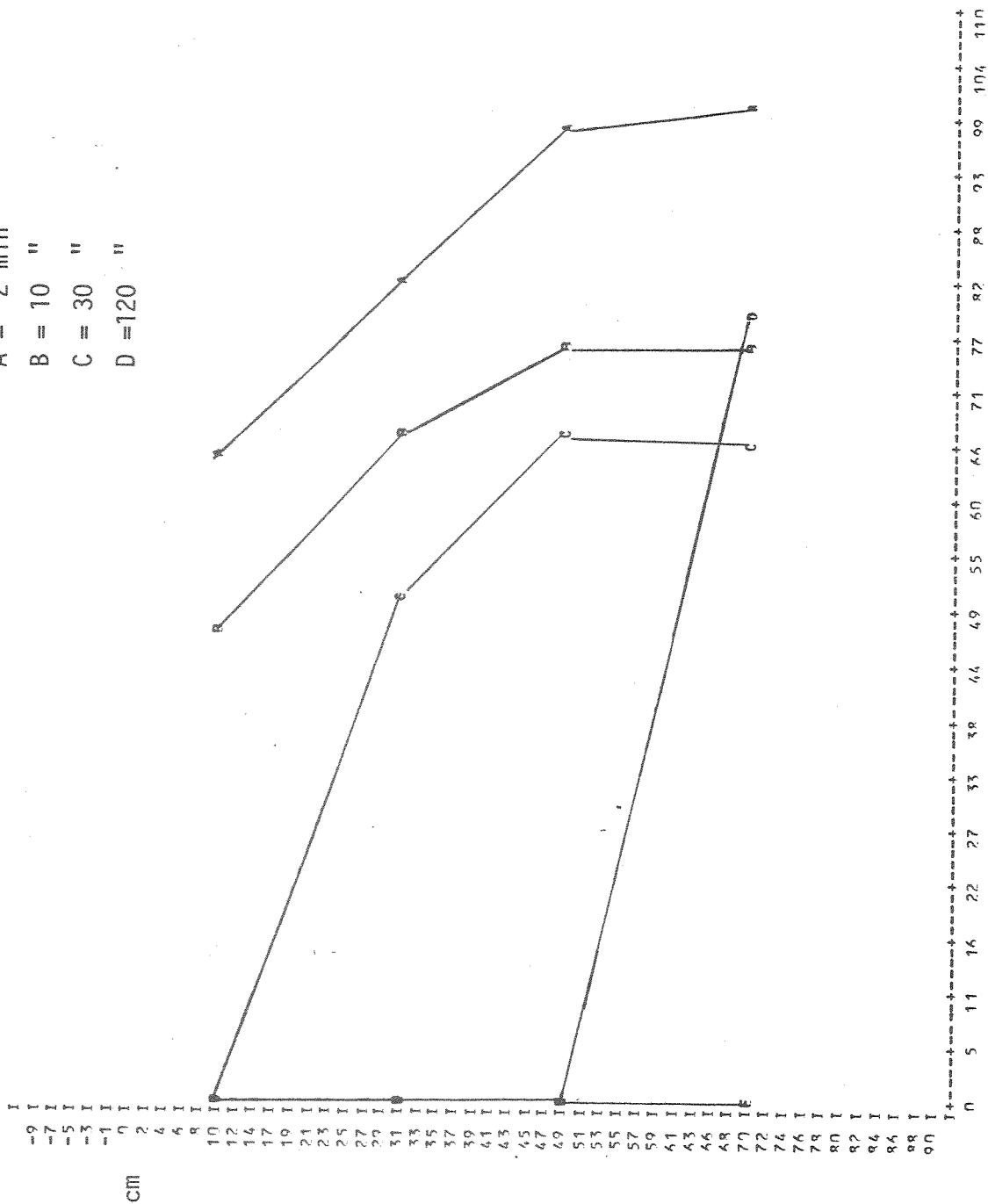
1400 115 330 545 760 975 1190 1405 1620 1835 2050 2265 2480 2695 2910 3125 3340 3555 3770 3985 4200

1/10 mm/min

Fig. 7. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk B.

VERTIKAL AKSE: DYP (CM)  
HORIZONTAL AKSE: KONSENTRASJON (G/L)

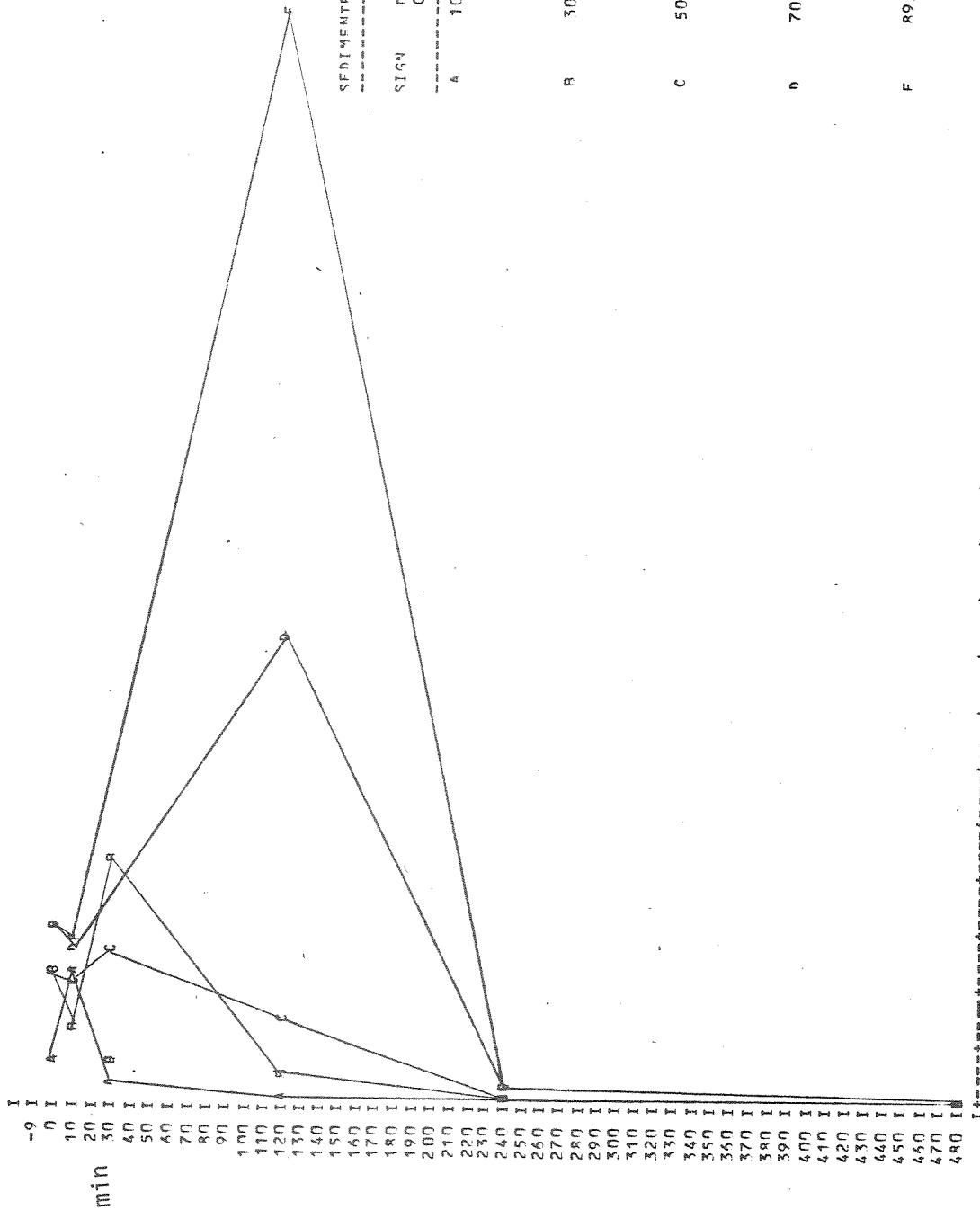
A = 2 min  
B = 10 "  
C = 30 "  
D = 120 "



g/l

Fig. 8. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk B.

VERTIKAL AKSE: TID (MINUTTER)  
 HORIZONTAL AKSE: W (1/10 MM/MIN)



SEDIMENTERINGSFASTIGHETS-KURVER (W) Titania-C

SIGN	DYP CM	TID MINUTTER	AREAL	STAFF-KONS.	W CM/MIN
A	10.0	2.0	76.	15.	0.57
		10.0	7.	1.	1.90
		30.0	1.	0.	0.26
		120.0	0.	0.	0.11
		240.0	0.	0.	0.00
		479.0	0.	0.	-0.01
B	30.0	2.0	398.	17.	1.76
		10.0	161.	16.	1.00
		30.0	8.	0.	3.45
		120.0	2.	0.	0.36
		240.0	1.	0.	0.06
		479.0	1.	0.	-0.02
C	50.0	2.0	794.	23.	1.81
		10.0	665.	16.	1.66
		30.0	32.	2.	2.10
		120.0	4.	0.	1.23
		240.0	2.	0.	0.11
		479.0	2.	0.	-0.01
D	70.0	2.0	1246.	22.	2.48
		10.0	801.	17.	2.18
		30.0	193.	14.	0.51
		120.0	6.	0.	6.66
		240.0	3.	0.	0.18
		479.0	2.	0.	0.04
F	80.0	2.0	1738.	29.	2.53
		10.0	1144.	19.	2.37
		30.0	483.	16.	0.63
		120.0	9.	0.	15.65
		240.0	4.	0.	0.26
		479.0	3.	0.	0.08

1/10 mm/min

Fig. 9. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk C.

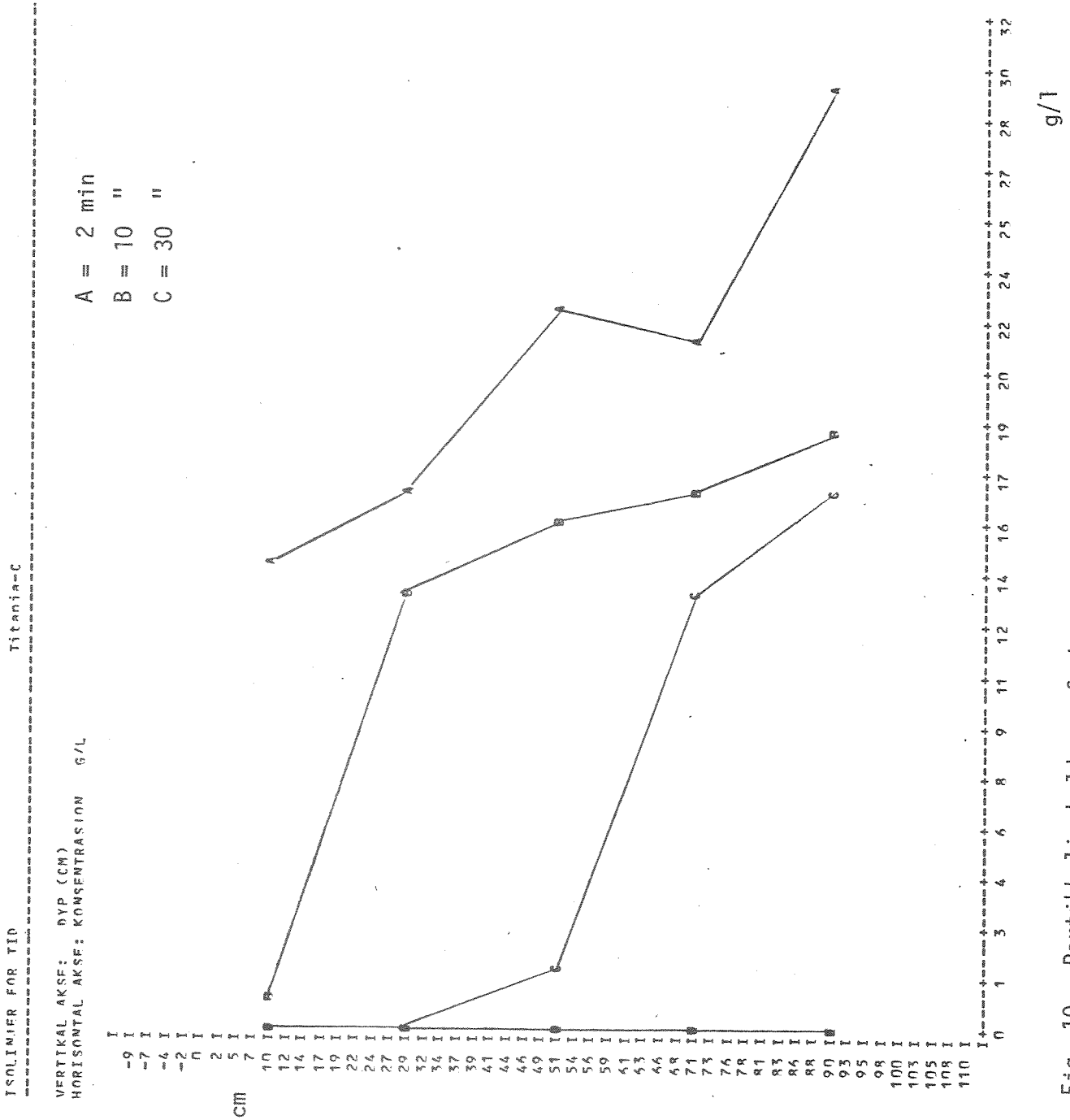


Fig. 10. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk C.

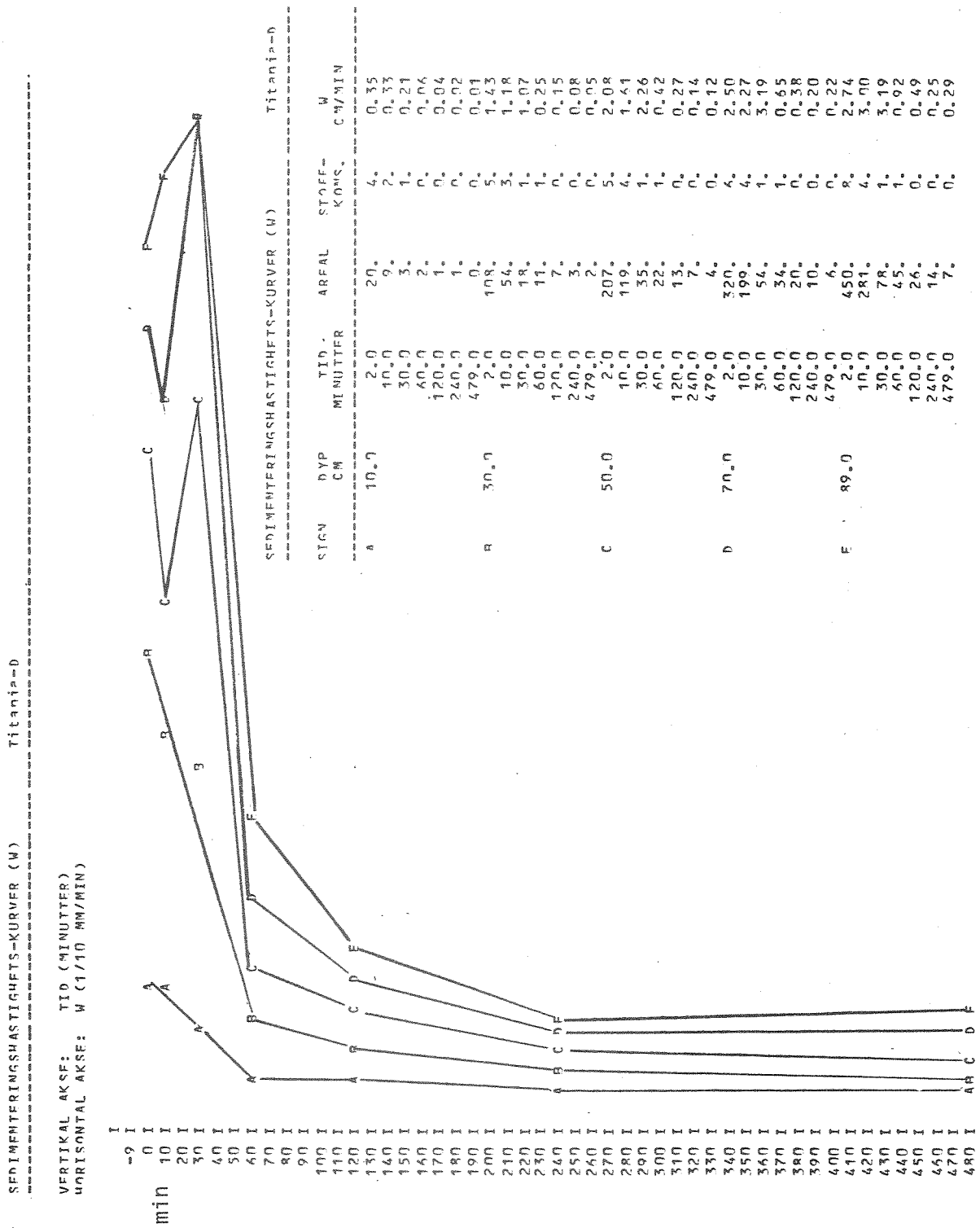


Fig. 11. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk D.

VERTIKAL AKSE: DYP (CM)  
 HORIZONTAL AKSE: KONSENTRASJON g/L

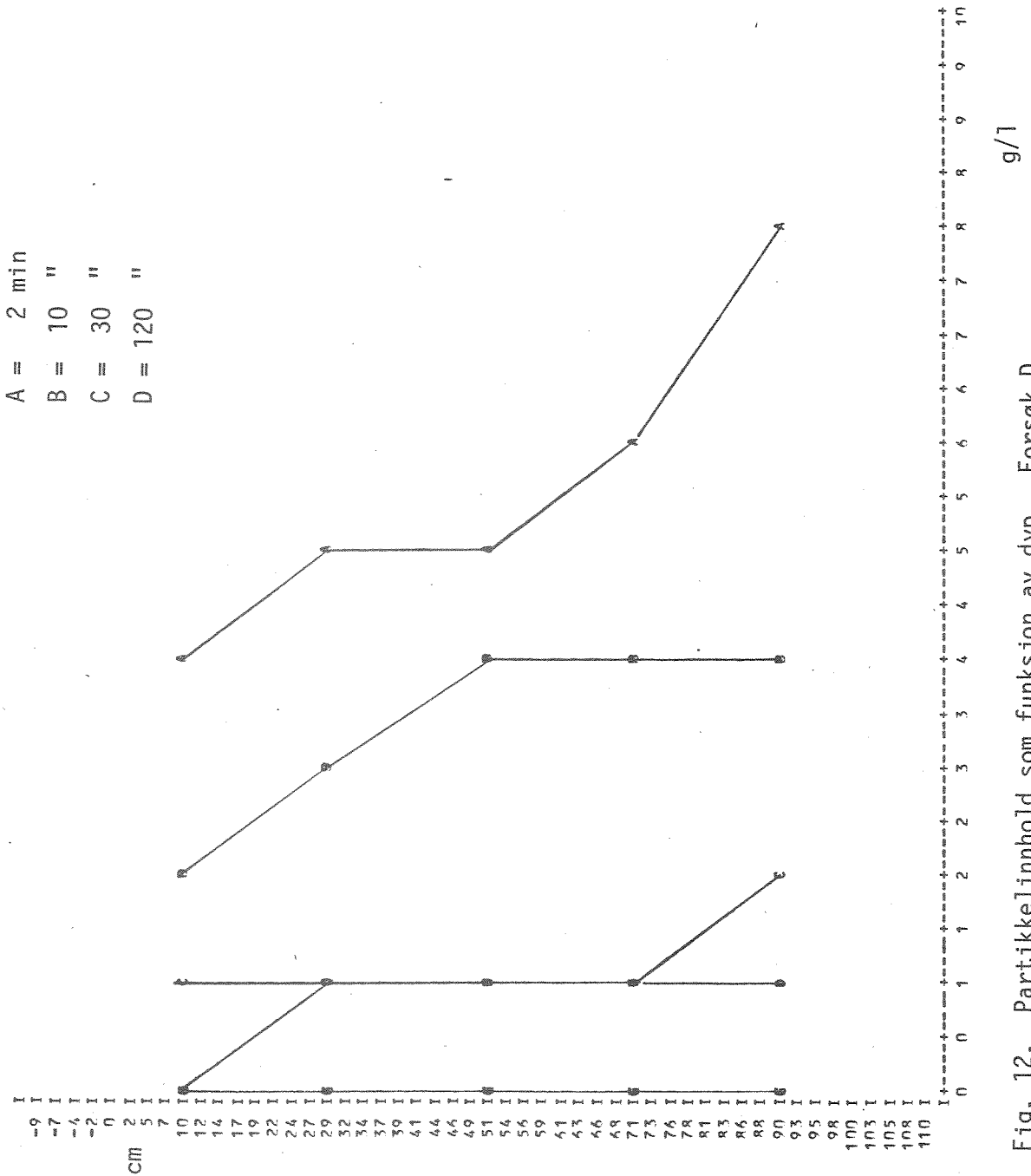
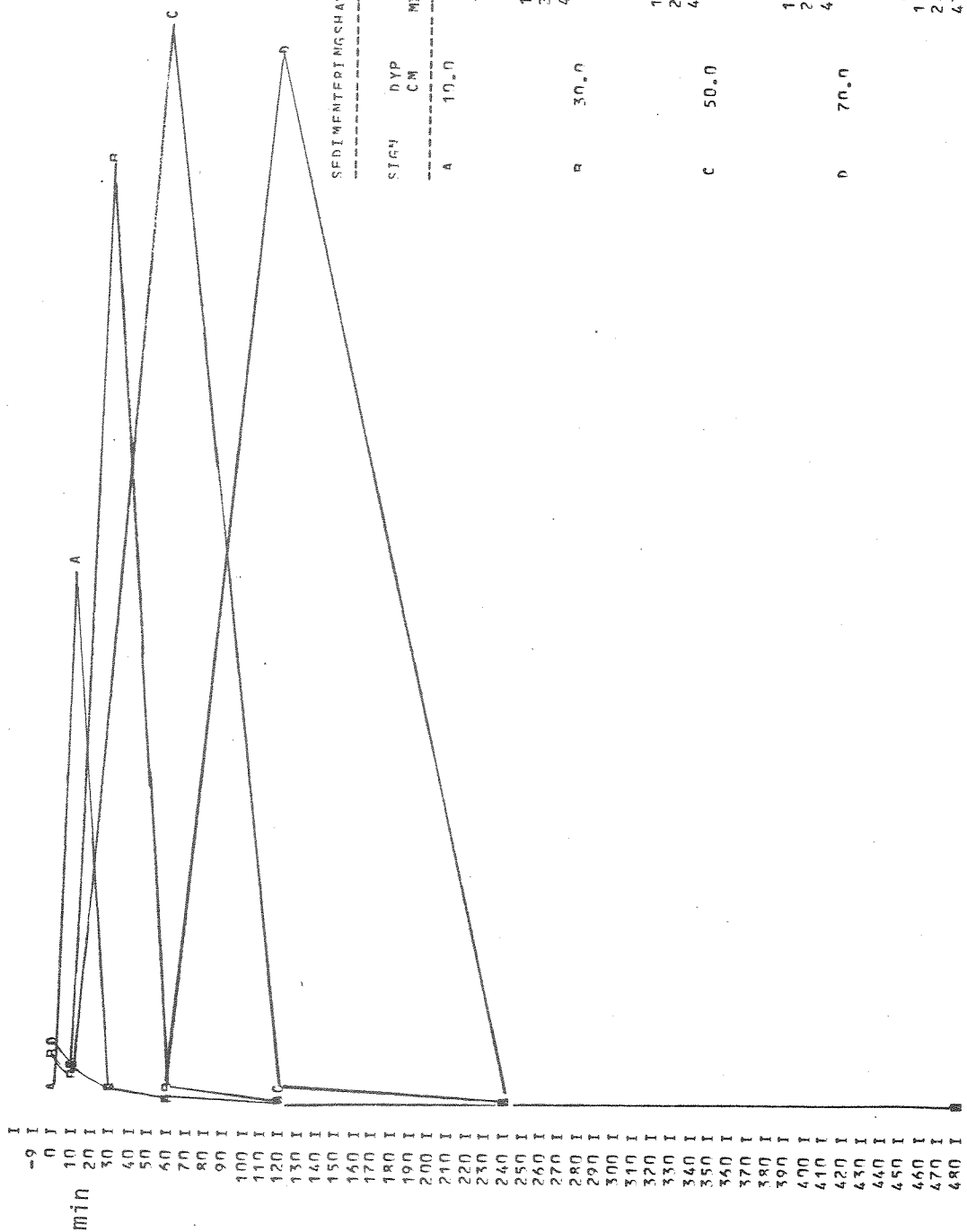


Fig. 12. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk D.



SEDMENTERINGSKURVER (W) Titanja-F

VERTIKAL AKSE: TID (MINUTTER)  
 HORIZONTAL AKSE: W (1/10 MM/MIN)



SEDMENTERINGSKURVER (W) Titanja-F

SIGN	DYP CM	TID MINUTTER	AREAL	STOFF- KONS.	W CM/MIN
A	10.0	2.0	390.	78.	0.62
		10.0	3.	1.	20.55
		30.0	0.	0.	0.71
		60.0	0.	0.	0.09
		120.0	0.	0.	0.03
		240.0	0.	0.	0.03
		479.0	0.	0.	0.01
B	30.0	2.0	2050.	98.	1.93
		10.0	693.	68.	1.07
		30.0	5.	0.	36.25
		60.0	1.	0.	0.60
		120.0	1.	0.	0.28
		240.0	0.	0.	0.07
		479.0	0.	0.	0.04
C	50.0	2.0	3959.	103.	2.13
		10.0	2206.	83.	1.41
		30.0	679.	67.	0.65
		60.0	4.	0.	41.96
		120.0	1.	0.	0.32
		240.0	1.	0.	0.12
		479.0	0.	0.	0.22
D	70.0	2.0	6087.	110.	2.42
		10.0	3966.	93.	1.46
		30.0	2300.	95.	0.64
		60.0	909.	90.	0.28
		120.0	3.	0.	40.54
		240.0	1.	0.	0.28
		479.0	1.	0.	0.29

1/10 mm/min

Fig. 13. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk E.

ISOLINJER FOR TID

Titanija-F

VERTIKAL AKSE: DYP (CM)  
HORIZONTAL AKSE: KONSENTRASJON G/L

A = 2 min  
B = 10 "  
C = 30 "  
D = 60 "

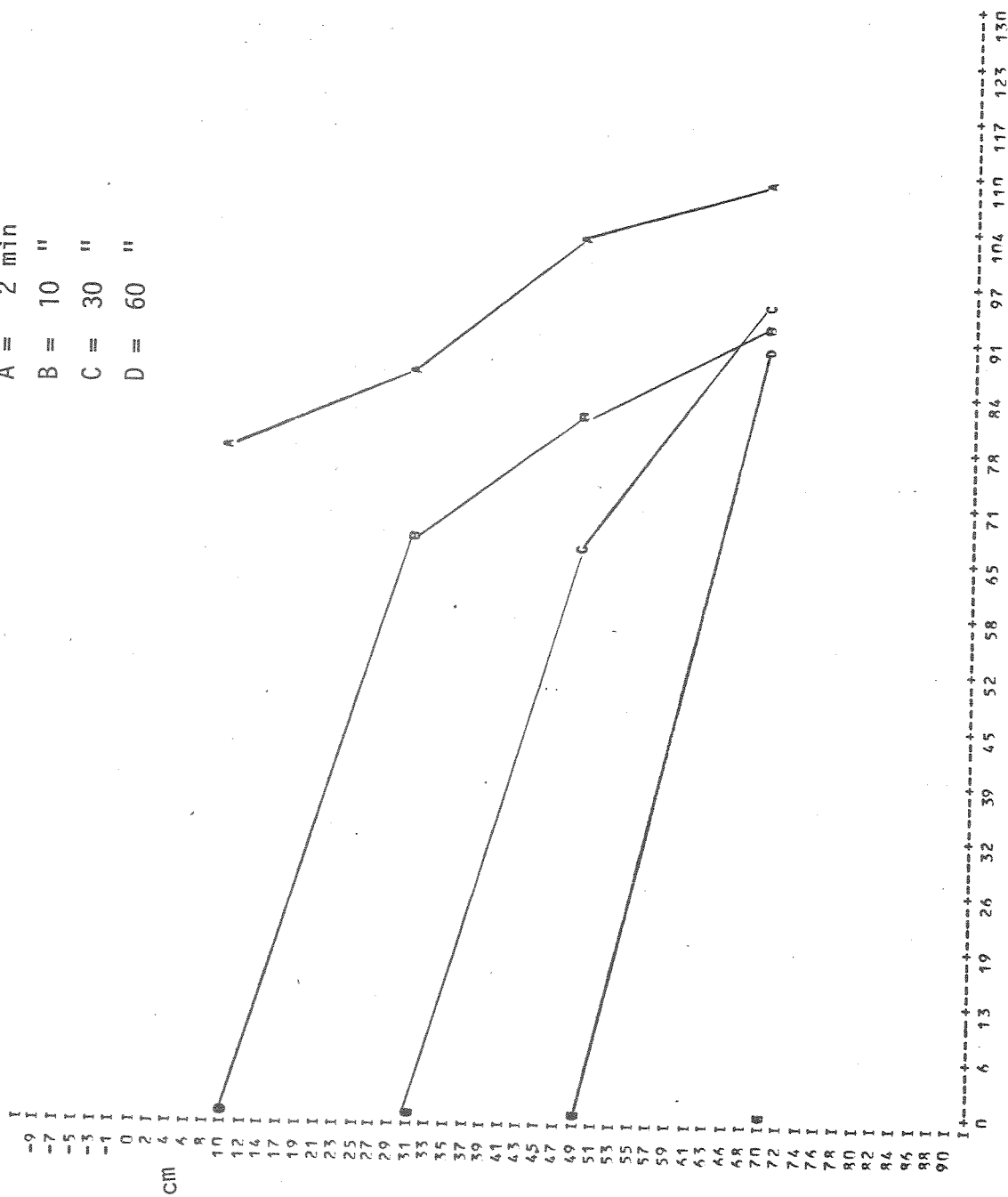


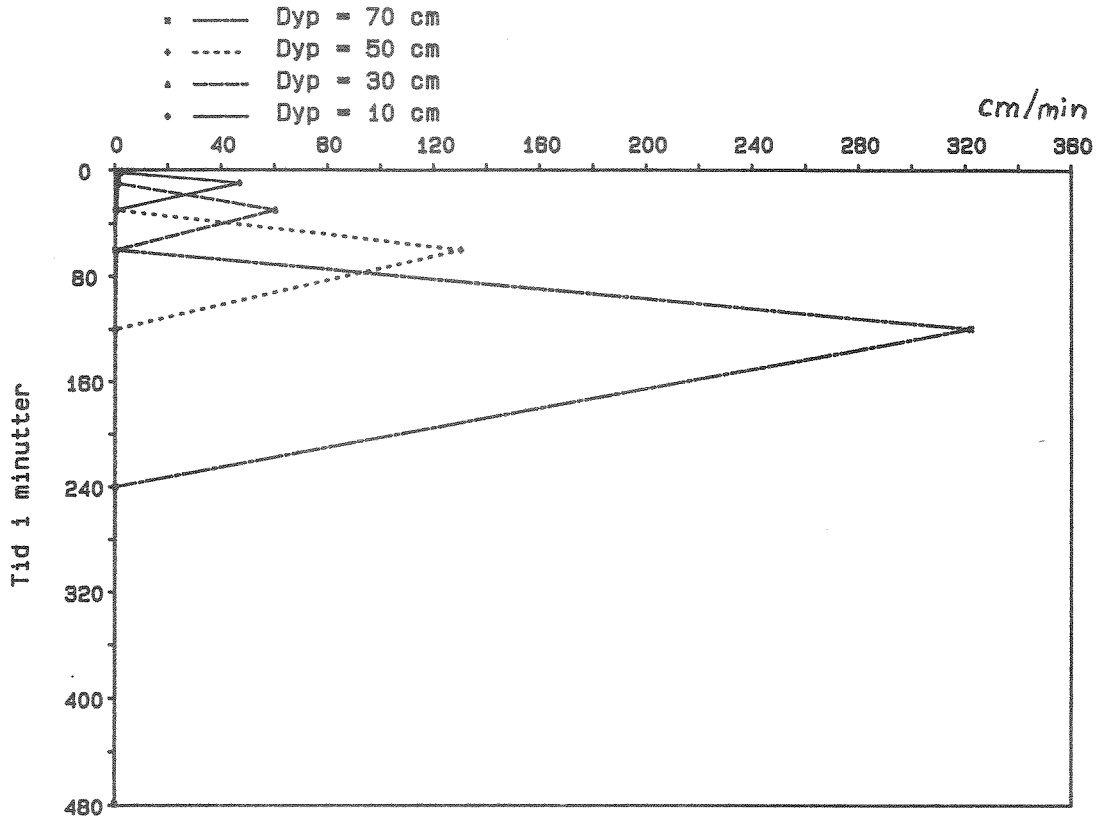
Fig. 14. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk E.

g/l

NIVA: 1888-10-7

## Sedimenteringshastighet

## Titania-F



SEDIMENTERINGSHASTIGHETS-KURVER (W) Titania-F

SIGN	DYP CM	TID MINUTTER	AREAL	STOFF- KONS.	W CM/MIN
A	10.0	2.0	294.	59.	0.62
		10.0	1.	0.	47.01
		30.0	1.	0.	0.16
		60.0	0.	0.	0.12
		120.0	0.	0.	0.05
		240.0	0.	0.	0.01
B	30.0	479.0	0.	0.	0.01
		2.0	1777.	82.	1.59
		10.0	642.	64.	0.99
		30.0	4.	0.	50.42
		60.0	1.	0.	0.63
		120.0	1.	0.	0.14
C	50.0	240.0	0.	0.	0.09
		479.0	0.	0.	0.06
		2.0	3639.	97.	1.94
		10.0	2140.	84.	1.18
		30.0	806.	80.	0.53
		60.0	2.	0.	130.29
D	70.0	120.0	1.	0.	0.29
		240.0	1.	0.	0.13
		479.0	0.	0.	0.10
		2.0	5799.	119.	1.86
		10.0	4030.	103.	1.09
		30.0	2545.	104.	0.39
		60.0	1995.	199.	0.15
		120.0	2.	0.	322.09
		240.0	1.	0.	0.23
		479.0	1.	0.	0.16

Fig. 15. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk F.

VERTIKAL AKSE: DYP (CM)  
 HORIZONTAL AKSE: KONSENTRASJON g/l

A = 2 min  
 B = 10 "  
 C = 30 "  
 D = 60 "

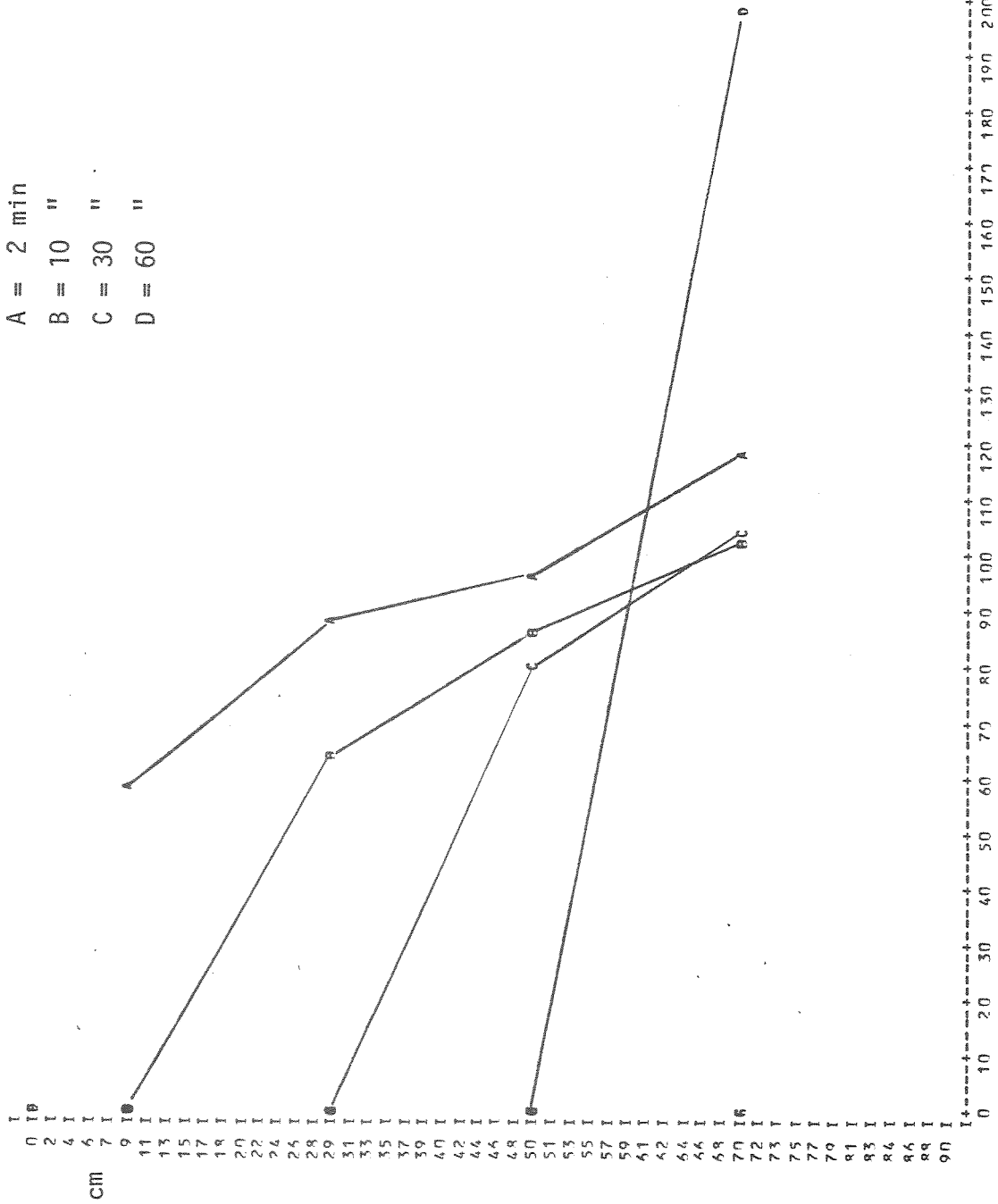
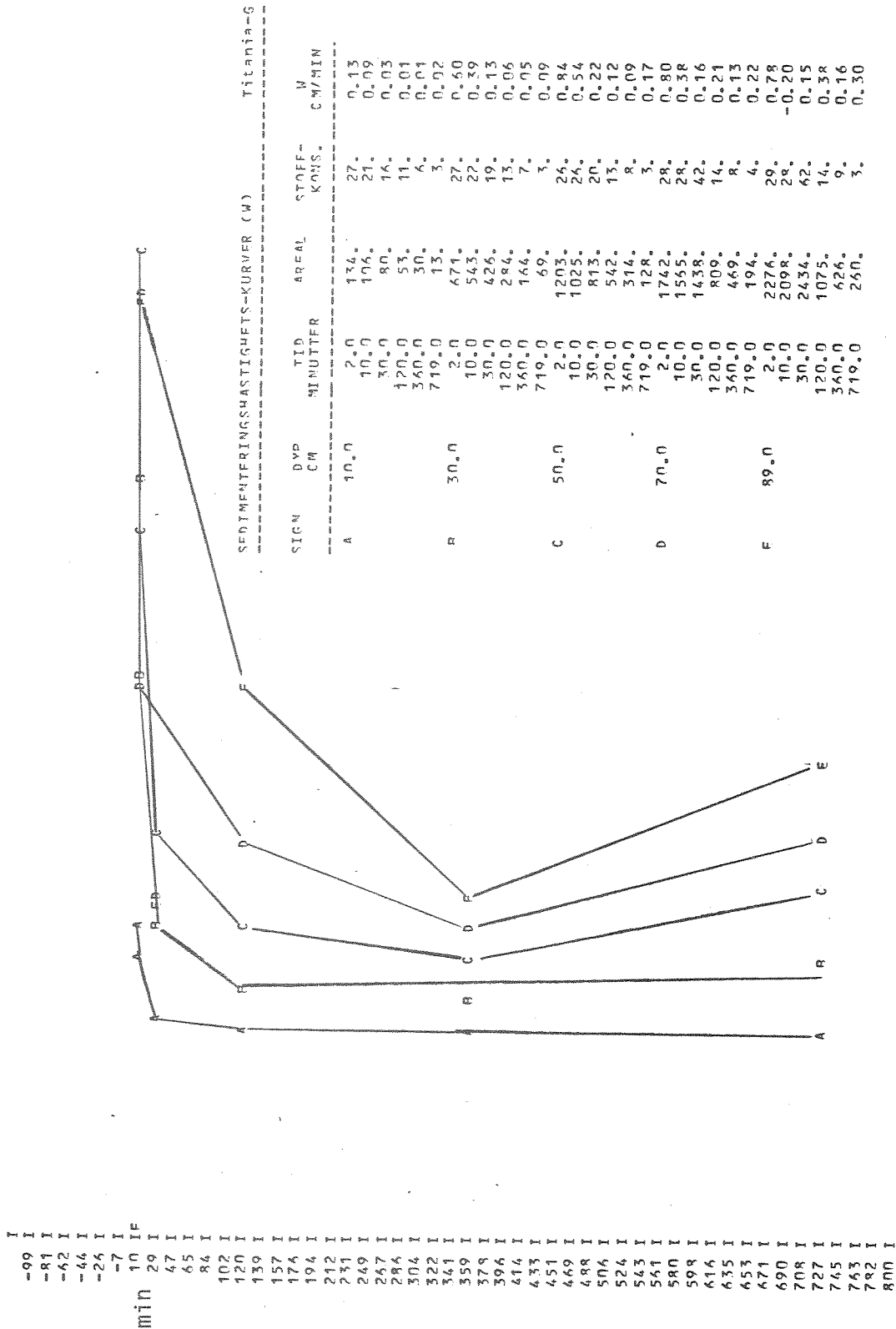


Fig. 16. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk F.

VERTIKAL AKSE: TID (MINUTTER)  
 HORIZONTAL AKSE: W (1/10 MM/MIN)



1/10 mm/min

Fig. 17. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk G.

ISOLINJER FOR TID

Titania-G

VERTIKAL AKSE: DYP (CM)  
HORIZONTAL AKSE: KONSENTRASJON (G/L)

A = 2 min  
 B = 10 "  
 C = 30 "  
 D = 120 "  
 E = 360 "  
 F = 720 "

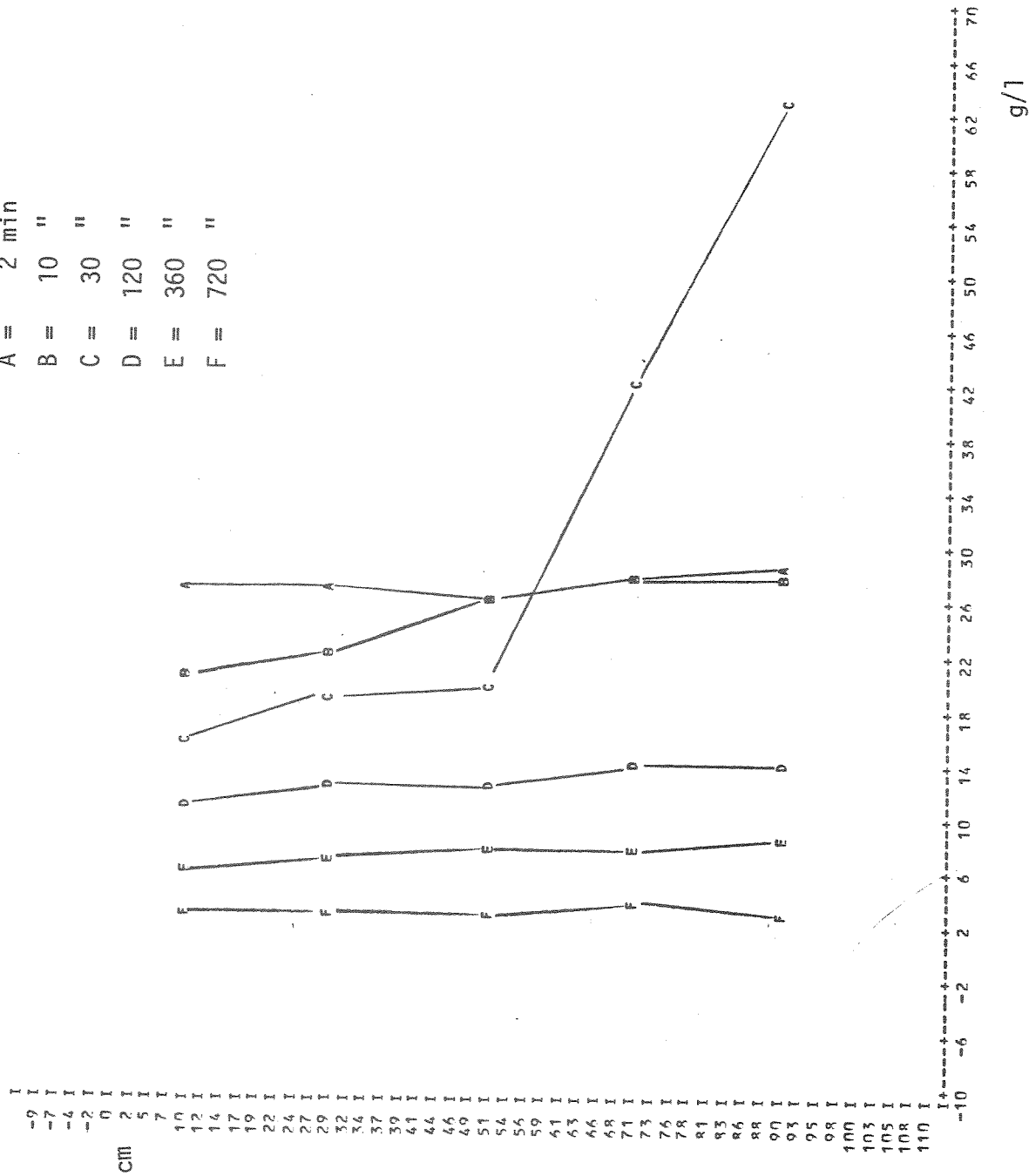
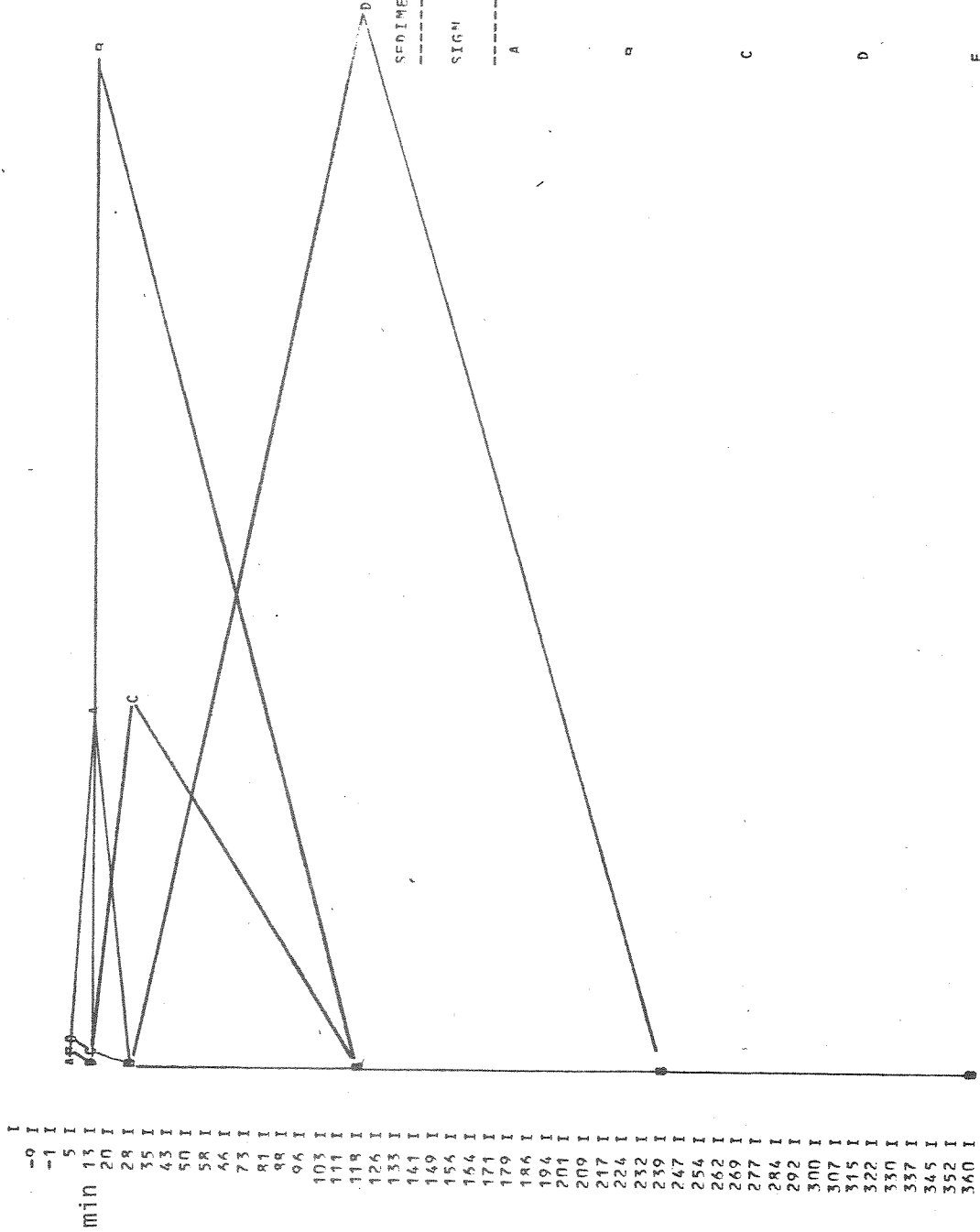


Fig. 18. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk G.

Titania-H

SEDIMENTERINGSNASTIGHETS-KURVER (W)

VERTIKAL AKSE: TID (MINUTTER)  
 HORIZONTAL AKSE: W (1/10 MM/MIN)



SEDIMENTERINGSNASTIGHETS-KURVER (W) Titania-H

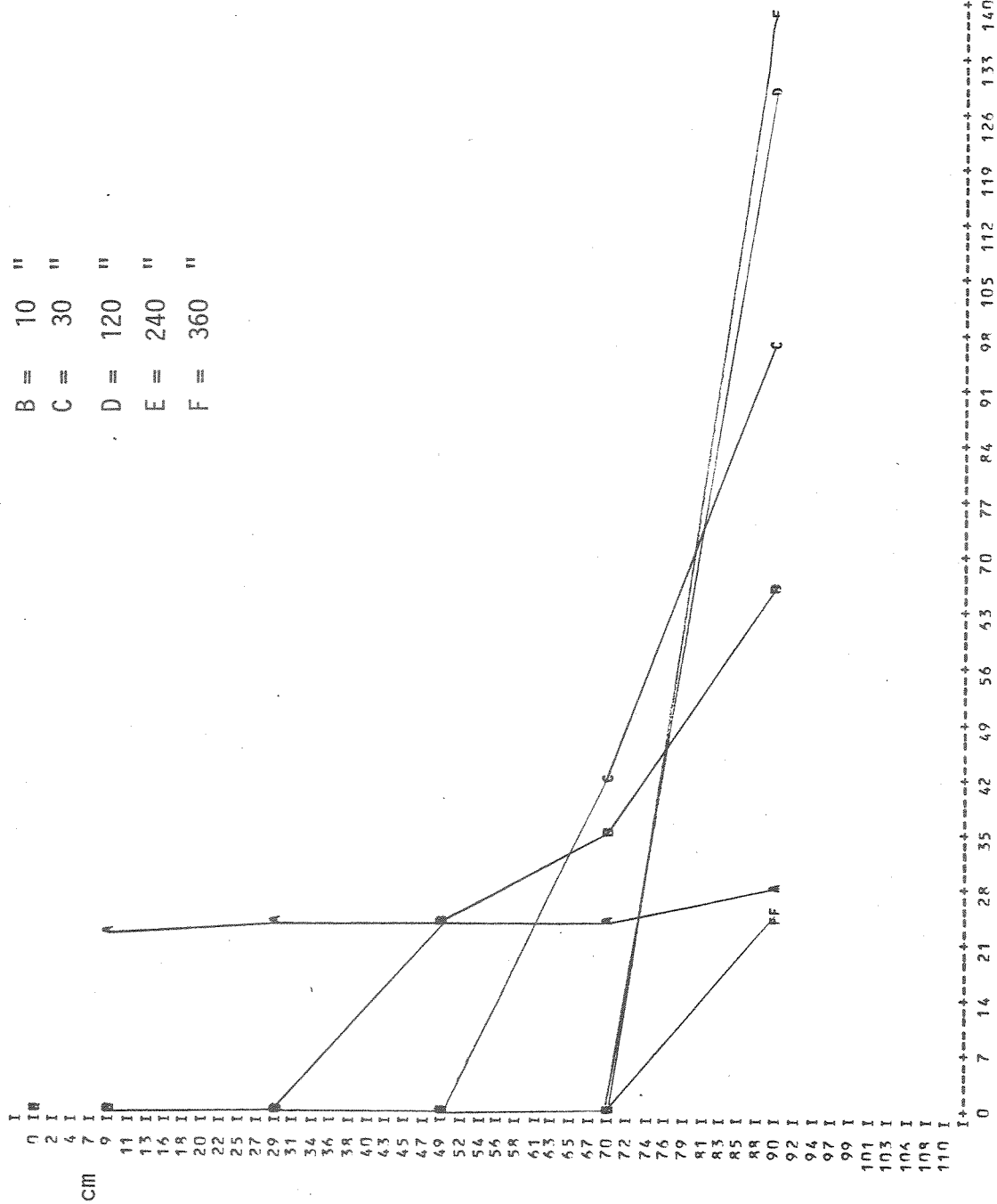
SIGN	DVP CM	TID MINUTTER	AREAL	STOFF- KONS.	W CM/MIN
A	10.0	2.0	115.	23.	0.62
		10.0	0.	0.	58.57
		30.0	0.	0.	0.23
		120.0	0.	0.	0.09
		240.0	0.	0.	0.01
B	30.0	359.0	0.	0.	-0.01
		2.0	59.6	25.	2.96
		10.0	2.	0.	170.26
		30.0	0.	0.	0.74
		120.0	0.	0.	0.32
		240.0	0.	0.	0.06
		359.0	0.	0.	-0.05
C	50.0	2.0	1100.	25.	4.23
		10.0	241.	24.	1.65
		30.0	1.	0.	60.38
		120.0	0.	0.	0.54
		240.0	0.	0.	0.20
		359.0	0.	0.	-0.17
D	70.0	2.0	1609.	25.	3.85
		10.0	826.	35.	1.23
		30.0	417.	42.	0.18
		120.0	0.	0.	177.34
		240.0	0.	0.	0.27
		359.0	0.	0.	-0.08
E	89.0	2.0	2124.	29.	1.52
		10.0	1774.	65.	0.23
		30.0	1703.	94.	0.06
		120.0	1176.	124.	0.02
		240.0	1256.	132.	0.03
		359.0	229.	24.	0.36

1/10 mm/min

Fig. 19. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk H.

VERTIKAL AKSE: DYP (CM)  
 HORIZONTAL AKSE: KONSENTRASJON (G/L)

A = 2 min  
 B = 10 "  
 C = 30 "  
 D = 120 "  
 E = 240 "  
 F = 360 "



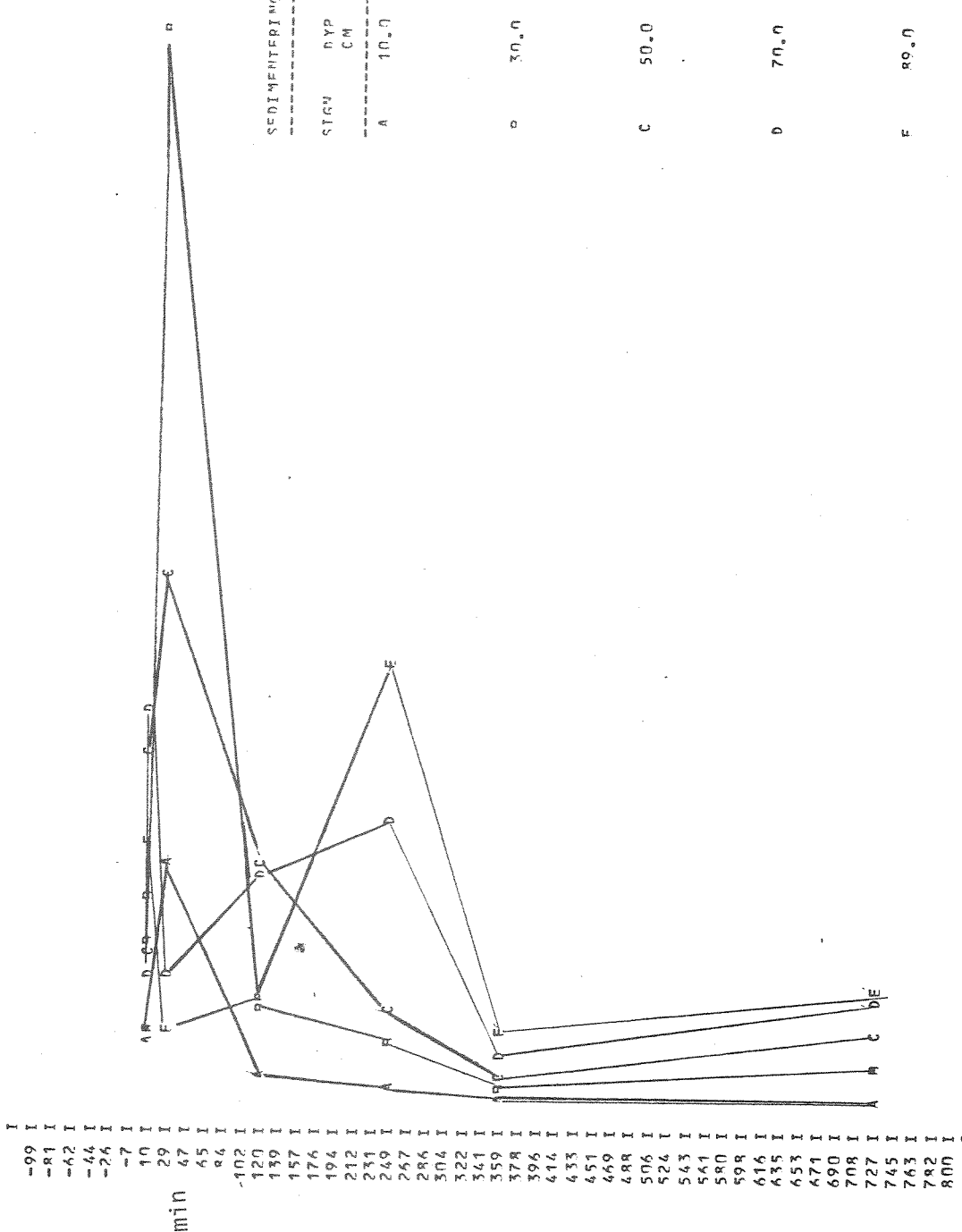
g/l

Fig. 20. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk H.



SEDI-MENTERINGS-HASTIGHETS-KURVER (W) Titania-I

VERTICAL AKSF: TID (MINUTTER)  
 HORIZONTAL AKSF: W (1/10 MM/MIN)



SEDI-MENTERINGS-HASTIGHETS-KURVER (W) Titania-I

STIGN	DYP CM	TID MINUTTER	AREAL	STOFF-KONS.	W CM/MIN
A	10.0	2.0	122.	24.	0.23
		10.0	76.	15.	0.28
		30.0	4.	1.	0.97
		120.0	1.	0.	0.12
		240.0	0.	0.	0.05
		360.0	0.	0.	0.02
		719.0	0.	0.	0.03
	30.0	2.0	623.	26.	0.54
		10.0	491.	25.	0.92
		30.0	21.	1.	4.63
		120.0	4.	0.	0.37
		240.0	1.	0.	0.23
		360.0	1.	0.	0.08
		719.0	0.	0.	0.13
C	50.0	2.0	1144.	26.	0.60
		10.0	1017.	26.	1.45
		30.0	73.	4.	2.17
		120.0	10.	0.	0.98
		240.0	3.	0.	0.39
		360.0	1.	0.	0.12
		719.0	0.	0.	0.27
	70.0	2.0	1686.	28.	0.53
		10.0	1558.	29.	1.61
		30.0	393.	28.	0.50
		120.0	34.	2.	0.93
		240.0	5.	0.	1.18
		360.0	2.	0.	0.18
		719.0	1.	0.	0.41
F	80.0	2.0	2216.	28.	0.31
		10.0	2146.	32.	1.08
		30.0	1242.	62.	0.29
		120.0	188.	14.	0.41
		240.0	10.	0.	1.79
		360.0	3.	0.	0.30
		719.0	1.	0.	0.48

10 13 36 59 82 105 128 151 174 197 220 243 266 289 312 335 358 381 404 427 450

1/10 mm/min

Fig. 21. Sedimenteringshastighet som funksjon av tid. Forsøk I.

VERTIKAL AKSE: DYP (CM)  
 HORIZONTAL AKSE: KONSENTRASJON G/L

A = 2 min  
 B = 10 "  
 C = 30 "  
 D = 120 "

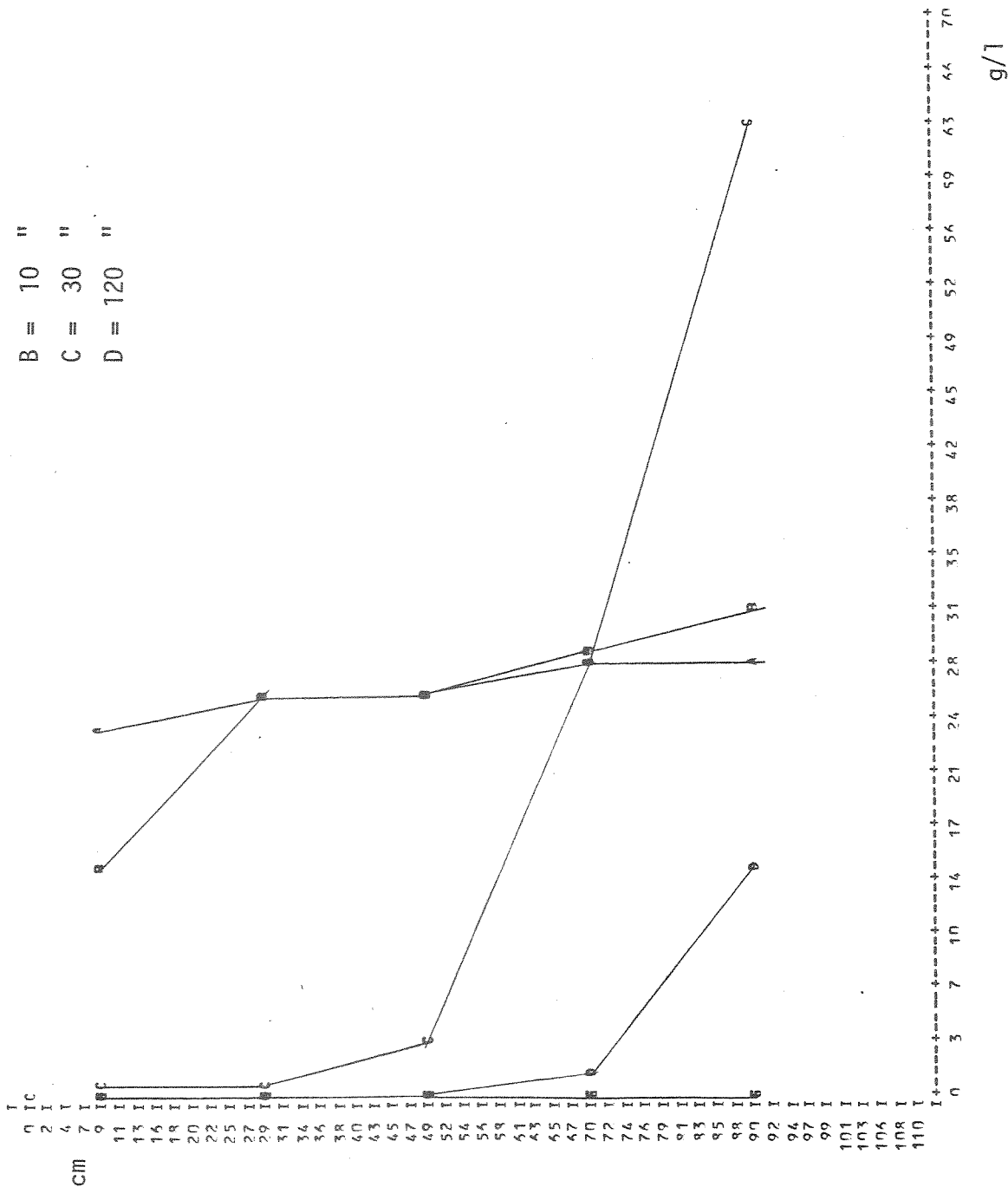


Fig. 22. Partikkelinnhold som funksjon av dyp. Forsøk I.