

İSTANBUL TEKNİK ÜNİVERSİTESİ ★ FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

**SULARDAKİ FE(II) KONSANTRASYONU İLE FİLTRE YÜK
KAYIPLARI ARASINDAKİ İLİŞKİNİN ARAŞTIRILMASI**

DOKTORA TEZİ
Y. Müh. Mehmet ÇAKMAKCI
(501012254)

Tezin Enstitüye Verildiği Tarih : 11 Mayıs 2006
Tezin Savunulduğu Tarih : 03 Temmuz 2006

Tez Danışmanı :
Diğer Jüri Üyeleri

Prof.Dr. Cumali KINACI

Prof.Dr. Olcay TÜNAY (İ.T.Ü.)

Prof.Dr. Mahmut BAYRAMOĞLU (G.Y.T.E.)

Prof.Dr. Lütfi AKÇA (İ.T.Ü.)

Prof.Dr. Ömer AKGİRAY (M.Ü.)

TEMMUZ 2006

ÖNSÖZ

İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Anabilim Dalı'nda “Sulardaki Fe(II) konsantrasyonu ile filtre yük kayıpları arasındaki ilişkinin araştırılması” adlı doktora tez çalışması yapılmıştır. Çalışmalar dört farklı filtre hızı, dört farklı Fe(II) konsantrasyonu, iki su ve iki porozite değerinde deneysel olarak gerçekleştirilmiştir. Bu çalışmada elde edilen veriler demir problemi olan tesislerde optimum işletme şartlarının sağlanmasına yardımcı olacaktır. Çalışma İTÜ BAP 30734'nolu projesi ile desteklenmiştir. Çalışmaya destek veren İTÜ BAP ve İTÜ Rektörlüğü'ne teşekkür ederim.

Lisans eğitimime başladığım 1993'den bugünlere kadar gelmemde çok emeği olan ve her zaman desteğini gördüğüm değerli danışman hocam Prof. Dr. Cumali KINACI'ya şükranlarımı arz ederim.

Çalışma boyunca gösterdikleri ilgi ve desteklerden dolayı değerli hocalarım Prof. Dr. Olcay TÜNAY, Prof. Dr. Mahmut BAYRAMOĞLU, Prof. Dr. Ömer AKGİRAY, Prof. Dr. Lütfi AKÇA ve Doç. Dr. İsmail KOYUNCU'ya teşekkür ederim.

İTÜ Çevre Mühendisliği Laboratuvarı çalışanları Dr. Nursen ELDEM, Yük. Müh. Ayşegül ÜNAL, teknisyenler Sefa SÖZBİR, Hakan KALENDER'e ve çalışma arkadaşlarım Yük. Müh. Elif SOYER, Çevre Müh. Fatma TOPAL ve Vedat UYAK'a, ICP-OES'le demir ölçümlerinde yardımcı olan İTÜ Kimya Mühendisliği Bölümü'nden Kimya Yüksek Mühendisi Nimet Esra ENGİN'e yardımlarından dolayı teşekkür ederim.

Çalışmalarımın her kademesinde maddi ve manevi desteğini gördüğüm eşim Dişhekimi Fatma ÇAKMAKCI'ya, çalışmalar dolayısıyla ihmal ettiğim kızım Fatma Ülkü ÇAKMAKCI'ya, sürekli manevi desteğini gördüğüm değerli hocam Tahsin ARSLAN'a şükranlarımı arz ederim.

Temmuz 2006

Mehmet ÇAKMAKCI

İÇİNDEKİLER

	<u>Sayfa No</u>
KISALTMALAR	vi
TABLO LİSTESİ	vii
ŞEKİL LİSTESİ	ix
SEMBOL LİSTESİ	xv
ÖZET	xvii
SUMMARY	xix
1. GİRİŞ	1
1.1 Çalışmanın Anlam ve Önemi	1
1.2 Çalışmanın Amacı ve Kapsamı	3
2. SULARDAN DEMİR GİDERİMİ	4
2.1. Demirin Önemi ve Su Ortamında Bulunması	4
2.1.1. Demir doğada bulunuşu	4
2.1.2. Doğal sulardaki demir kaynakları	5
2.1.3. Demir su ortamındaki kimyası	7
2.1.4. Demir olumsuz etkileri ve içmesuyu standartları	9
2.2. Demirin Sulu Ortamlardan Giderim Metotları	12
2.2.1. Demir gideriminin tarihçesi	12
2.2.2. Demir giderim yöntemleri	12
2.3 Demir gideriminde etkili olan parametreler	15
3. FİLTREDE YÜK KAYBI OLUŞUMU	28
3.1. Yük Kaybı	28
3.2. Filtre Yük Kaybının Matematik Olarak İfadesi	30
4. MATERYAL VE METHOD	44
4.1. Giriş	44
4.2 Kolon Çapının Seçilmesi	44
4.3 Su Özellikleri	45
4.4. Alkalinite ve pH	47
4.5 Oksidasyon	47
4.6. Deneysel Düzenegın Kurulması	49
4.7. Çözeltilerin Hazırlanması ve Sistemin İşletimi	51
4. 8. Numunelerin Alınması	52
4.9. Optimum Kum Çapının Belirlenmesi	53
4.10. Çalışmada Kullanılan Kumun Özellikleri	56

4.10.1. Kumun yoğunluğunun bulunması	56
4.10.2. Eşdeğer çap tayini	57
4.10.3. Küresellik katsayısı	60
4.10.4. Kumun çökelme hızı	65
4.10.5. Porozite tayini	67
4.10.6 Asit testi	68
4.11. Analiz Yöntemi	69
4.11.1. Demir Analizi	69
4.11.2. Bulanıklık	70
4.11.3. Yük Kaybı	70
4.11.4. Alkalinite	70
4.11.5. pH ve sıcaklık	70
4.12. Deneysel Çalışma Sistematığı	71
5. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI	72
5.1. Farklı Demir Konsantrasyonlarında pH Değişimi	72
5.2 Farklı Demir Konsantrasyonlarında Yük Kaybı Oluşumu	75
5.2.1. Deiyonize çalışması	76
5.2.1.1. 0.5 mg/L demir konsantrasyonu	76
5.2.1.2. 1.0 mg/L demir konsantrasyonu	78
5.2.1.3. 2.5 mg/L demir konsantrasyonu	80
5.2.1.4. 5.0 mg/L demir konsantrasyonu	82
5.2.2. Musluk suyu çalışması	84
5.2.2.1. 0.5 mg/L demir konsantrasyonu	84
5.2.2.2. 1.0 mg/L demir konsantrasyonu	86
5.2.2.3. 2.5 mg/L demir konsantrasyonu	88
5.2.2.4. 5.0 mg/L demir konsantrasyonu	90
5.2.3. 0.40 porozitede çalışma	92
5.2.3.1. 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda deiyonize su çalışması	92
5.2.3.2. 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda musluk suyu çalışması	94
5.3 Farklı Demir Konsantrasyonlarında Başlangıç Yük Kayıplarının Carman-Kozeny, Rose ve Ergun Denklemleri ile Karşılaştırılması	96
5.4 Filtre Yatağı Boyunca Demir İlerlemesi	99
5.5. Değerlendirme	107
5.5.1 Demir konsantrasyonunun etkisi	107
5.5.2 Filtre hızının etkisi	114
5.5.3 Su kalitesi	119
5.5.4 Porozitenin etkisi	122

6. SONUÇLAR	127
KAYNAKLAR	131
EKLER	139
ÖZGEÇMİŞ	158

KISALTMALAR

ORP	: Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli
GAC	: Granüler aktif karbon
DOC	: Çözünmüş organik karbon
PAC	: Toz Aktif Karbon
TEM	: Transmission electron microscopy
SRFA	: Suwannee River Fulvic Acid
NTU	: Nephelometric Turbidity Units
TOC	: Toplam organik karbon
Re	: Reynolds sayısı

TABLO LİSTESİ

Sayfa No		
Tablo 2.1	Doğadaki bazı demir bileşikleri ve valans değerleri.....	5
Tablo 2.2	Su kalitesi ve ferrous oksidasyonuna bağlı olarak oluşan demir oksit türleri.....	9
Tablo 2.3	Demir için içme suyu standartları.....	11
Tablo 2.4	Demirin okitlenmesi için gerekli oksidant miktarları.....	14
Tablo 3.1	Bazı araştırmacılar tarafından geliştirilen yük kaybı denklemleri.....	39
Tablo 4.1	Ters ozmoz ile üretilen deiyonize suyunun anyon ve katyon konsantrasyonları.....	45
Tablo 4.2	Musluk suyunun anyon ve katyon konsantrasyonları.....	46
Tablo 4.3	Demir konsantrasyonuna göre uygulanan hava debileri ve temas süreleri.....	49
Tablo 4.4	Filtreye su beslemesi yapılmaya başlandığı anda tankta gerçekleşen demir oksidasyon oranı.....	53
Tablo 4.5	Yoğunluk ölçümü	57
Tablo 4.6	Tartım sonuçları ve eşdeğer çap.....	60
Tablo 4.7	Küresellik katsayısının bulunması	64
Tablo 4.8	Kum danelerinin çökme süreleri.....	65
Tablo 4.9	Deneysel çalışma sistemi.....	71
Tablo 5.1	Alkanite ve pH değerlerine göre hesaplanmış serbest ve toplam karbondioksit konsantrasyonları.....	75
Tablo 5.2	Deiyonize suda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.36).....	102
Tablo 5.3	Musluk suyunda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.36).....	103
Tablo 5.4	Deiyonize suda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.40).....	105
Tablo 5.5	Musluk suyunda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.40).....	106
Tablo 5.6	7.47 m/saat filtre hızı için filtrasyonun başlamasından 30 dakika sonra filtre yatağındaki oksidasyon verimi (deiyonize su, $\epsilon=0.36$).....	108
Tablo 5.7	Filtrelerin filtre hızı ve demir konsantrasyonuna bağlı olarak çalışma süreleri (porozite:0,36).....	113
Tablo 5.8	Deiyonize ve musluk suyu çalışmalarında yaklaşık olarak aynı yük kaybında filtre hızına bağlı olarak çalışma süresinin değişimi ($C= 5.0$ mg/L, $\epsilon=0.36$).....	116
Tablo 5.9	Deiyonize ve musluk suyu çalışmalarında filtre hızına bağlı olarak çalışma süresi ve yük kayıplarının değişimi ($C=1.0$ mg/L, $\epsilon=0.36$).....	116

Tablo 5.10	Filtre hızına bağlı olarak yük kaybı oluşum hızları (porozite:0,36).....	117
Tablo 5.11	Filtrasyonun başlamasından 30 dakika sonra filtre yatağındaki oksidasyon verimi (musluk suyu, $\epsilon=0.36$).....	118
Tablo 5.12	Porozitenin musluk suyu ile demir giderimine etkisi ($C=5.0$ mg/L).....	124
Tablo 5.13	Porozitenin deiyonize su ile demir giderimine etkisi ($C=5.0$ mg/L).....	124

ŞEKİL LİSTESİ

	Sayfa No
Şekil 2.1 : Yeryüzünde demir oksit döngüsü.....	4
Şekil 2.2 : Doğal sularda bulunan demir formları.....	7
Şekil 2.3 : Demir için elektrot potansiyelinin pH ile değişimi.....	8
Şekil 2.4 : Bazı organik maddelerin Fe (II) oksidasyonuna etkileri	22
Şekil 3.1 : Filtrede yük kaybının belirlenmesi	31
Şekil.4.1 : Pilot ölçekli ters osmoz tesisi	46
Şekil 4.2 : Unistar marka 90 cm uzunluğunda difüzörün görünümü.....	48
Şekil 4.3 : Filtre kolonu dizaynı	49
Şekil 4.4 : Beş farklı kum aralığında oluşan yük kaybı (5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47m/saat filtre hızı)	54
Şekil 4.5 : Beş farklı kum aralığında oluşan bulanıklık (5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47m/saat filtre hızı).....	54
Şekil 4.6 : Beş farklı kum aralığında filtre çıkışındaki toplam demir konsantrasyonu (5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47m/saat filtre hızı)	55
Şekil 4.7 : Olympus BX60 model mikroskopla görüntüleri çekilen kumlar (0.500-0.590 mm çaplı).....	58
Şekil 4.8 : Armfield-Permeability/Fluidisation Studies Apparatus.....	62
Şekil 4.9 : 0,590-0,500 mm çaplı elekler arasında kalan kumlar için permabilite deneyi ile sabit yük kaybının bulunması.....	62
Şekil 4.10 : Net yük kayıpları ile Ergun (1952) denklemi arasındaki ilişki...	63
Şekil 4.11 : Analizlerde kullanılan ICP-OES'in görünümü.....	69
Şekil 5.1 : 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L demir konsantrasyonları ihtiva eden 80 litre hacmindeki deiyonize suyun havalandırılması esnasındaki pH değişimi.....	72
Şekil 5.2 : 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L demir konsantrasyonları ihtiva eden 80 litre hacmindeki musluk suyunun havalandırılması esnasındaki pH değişimi	73
Şekil 5.3 : 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	77
Şekil 5.4 : 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	77
Şekil 5.5 : 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	78
Şekil 5.6 : 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	79
Şekil 5.7 : 1.0mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	79

Şekil 5.8	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	80
Şekil 5.9	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	81
Şekil 5.10	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	81
Şekil 5.11	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	82
Şekil 5.12	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	83
Şekil 5.13	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	83
Şekil 5.14	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	84
Şekil 5.15	: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	85
Şekil 5.16	: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	85
Şekil 5.17	: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	86
Şekil 5.18	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	86
Şekil 5.19	: 1.0mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	87
Şekil 5.20	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	88
Şekil 5.21	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	88
Şekil 5.22	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	89
Şekil 5.23	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	90
Şekil 5.24	: 5.0mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	90
Şekil 5.25	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	91
Şekil 5.26	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	92
Şekil 5.27	: 5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su).....	93
Şekil 5.28	: 5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su).....	93

Şekil 5.29	: 5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su).....	94
Şekil 5.30	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu).....	95
Şekil 5.31	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu).....	95
Şekil 5.32	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu)	96
Şekil 5.33	: Carman-Kozeny, Rose, Ergun ve gözlenen temiz filtre yük kayıpları arasındaki ilişki (Deiyoniz su, ϵ :0.36).....	98
Şekil 5.34	: Carman-Kozeny, Rose, Ergun ve gözlenen temiz filtre yük kayıpları arasındaki ilişki (Muskuk suyu, ϵ :0.36).....	98
Şekil 5.35	: Carman-Kozeny, Rose, Ergun ve gözlenen temiz filtre yük kayıpları arasındaki ilişki ($C=5.0$ mg/L, ϵ :0.40).....	99
Şekil 5.36	: Filtre yatağı içerisinde demir ilerlemesine ait örnek bir görüntü.	100
Şekil 5.37	: Filtrede farklı çaplardaki partiküllerin giderilmesi	110
Şekil 5.38	: 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat hızlarında Fe(II) ilave edilmiş musluk suyunda yük kaybı, konsantrasyon ve çalışma süresi arasındaki ilişki (porozite:0.36).....	111
Şekil 5.39	: 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat hızlarında Fe(II) ilave edilmiş deiyonize suda yük kaybı, konsantrasyon ve çalışma süresi arasındaki ilişki porozite:0.36).....	112
Şekil 5.40	: 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ilave edilmiş musluk suyunda yük kaybı, filtre hızı ve çalışma süresi arasındaki ilişki (porozite:0.36).....	115
Şekil 5.41	: 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ilave edilmiş deiyonize suda yük kaybı, filtre hızı ve çalışma süresi arasındaki ilişki (porozite:0.36).....	115
Şekil 5.42	: Filtrasyonun çıkış suyu toplam demir konsantrasyonuna etkisi ($C= 5.0$ mg/L, $V= 5.60$ m/saat ve $\epsilon= 0.36$).....	120
Şekil 5.43	: Filtrasyonun çıkış suyu bulanıklık değerine etkisi ($C= 5.0$ mg/L, $V= 5.60$ m/saat ve $\epsilon= 0.36$).....	121
Şekil 5.44	: Filtrede çalışma süresine bağlı olarak oluşan yük kaybı ($C= 5.0$ mg/L, $V= 5.60$ m/saat ve $\epsilon= 0.36$).....	122
Şekil 5.45	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda musluk suyu için 0.40 ile 0.36 porozite değerlerinde yük kaybı oluşumu ve çalışma süresi.	125
Şekil 5.46	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda deiyonize su için 0.40 ile 0.36 porozite değerlerinde yük kaybı oluşumu ve çalışma süresi.	125
Şekil A1	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.36, musluk suyu).....	140
Şekil A2	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su).....	140
Şekil A3	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.40, deiyonize su).....	141
Şekil A4	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.40, musluk suyu).....	141
Şekil A5	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin geri yıkmaya başlama görünümü (ϵ :0.36,muskuk suyu).....	142

Şekil A6	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda işletilen filtrenin geri yıkama görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su).....	142
Şekil A7	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu filtrenin geri yıkama görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su).....	143
Şekil A8	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu filtrenin geri yıkama esnasında demir partiküllerinin görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su).....	143
Şekil B1	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	144
Şekil B2	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	144
Şekil B3	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	145
Şekil B4	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	145
Şekil B5	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	145
Şekil B6	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	146
Şekil B7	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	146
Şekil B8	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	146
Şekil B9	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	147
Şekil B10	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	147
Şekil B11	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)..	147
Şekil B12	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	148
Şekil B13	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi(ϵ :0.36, deiyonize su).....	148
Şekil B14	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi(ϵ :0.36, deiyonize su).....	148

Şekil B15	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi(ϵ :0.36, deiyonize su).....	149
Şekil B16	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su).....	149
Şekil B17	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	149
Şekil B18	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)..	150
Şekil B19	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	150
Şekil B20	: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	150
Şekil B21	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	151
Şekil B22	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	151
Şekil B23	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	151
Şekil B24	: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	152
Şekil B25	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	152
Şekil B26	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	152
Şekil B27	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	153
Şekil B28	: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	153
Şekil B29	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	153
Şekil B30	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).	154

Şekil B31	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	154
Şekil B32	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu).....	154
Şekil B33	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su).....	155
Şekil B34	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su)..	155
Şekil B35	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su).....	155
Şekil B36	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su).....	156
Şekil B37	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu)..	156
Şekil B38	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu)	156
Şekil B39	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu).	157
Şekil B40	: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu).	157

SEMBOL LİSTESİ

Q	: Filtre yatağından geçen debi
K	: Kumun yapısına bağlı katsayı (Darcy katsayısı)
A	: Filtre yatağının yüzey alanı
ΔL	: Filtre yatağının derinliği
H	: Filtre yatağı üzerindeki suyun yüksekliği
H_0	: Filtre yatağı tabanına göre çıkış suyunun yüksekliği
A_{bed}	: Filtre yatağının yüzey alanı
ϵ	: Filtre yatağındaki boşluk (porozite)
V_y	: Yüzeysel hız
S_v	: Spesifik yüzey
A_p	: Partikülün yüzey alanı
V_p	: Partikülün hacmi
N	: Partikül sayısı
V_{tp}	: Partiküllerin toplam hacmi
A_{tp}	: Partiküllerin toplam yüzey alanı
V	: Filtre yatağı hacmi
V_v	: Boşluk hacmi
R	: Hidrolik yarıçap
ψ	: Şekil faktörü
$d_{kapiler}$	: Kapiler boşuk çapı
k_t	: Katsayı
μ	: Akışkanın viskozitesi
ρ	: Akışkanın yoğunluğu
h_l	: Yük kaybı
L	: Filtre yatak yüksekliği
f	: Sürtünme faktörü
D	: Kolonun iç çapı
v	: Filtre boşluğundaki ortalama hız
f_f	: Filtre sürtünme faktörü
X_i	: Elek analizi sonunda partiküllerin kütle fraksiyonu
d_i	: Ortalama partikül çapı
C_d	: Sürtünme katsayısı
l_i	: i'inci tabakanın filtre derinliği
h_{Li}	: i'inci tabakadaki yük kaybı
h_t	: t anında meydana gelen yük kaybı
h_0	: Temiz su yük kaybı = başlangıçtaki yük kaybı
Δh_t	: t anında, filtre tabakalarında tutulan maddeler sebebiyle oluşan yük kaybı
$(\tau_t)_i$	: t anında i. tabakada biriken madde miktarı
a,b	: Katsayılar
t_p	: Filtre çalışma süresi
ϵ_{tp}	: t_p anındaki porozite

ε_{0-r}	: Kalan porozite oranı
β	: Hacim faktörü
L_r	: r'inci filtre tabakasının derinliği
C_u	: Filtre çıkışındaki nihai bulanıklık
C_o	: Filtre girişindeki bulanıklık
X_i	: i'inci filtre tabakasının kalınlığı
ε_i	: i'inci filtre tabakasının porozitesi
r	: r'inci filtre tabakası
X	: Demir reaksiyon faktörü
Ro	: Nihai oksijen bakiyesi
$\#$	: Kum adedi
M	: # adet kumun kütlesi
ρ_s	: Kumun yoğunluğu
$V_{\text{parc.}}$	: Bir parçacığın hacmi
$V_{\text{küre}}$	: Kürenin hacmi
g	: Yerçekimi ivmesi
V_s	: Çökelme hızı
d_{eq}	: Eşdeğer çap
d^*	: Boyutsuz parçacık çapını
u^*	: Boyutsuz hızı
Aa	: Kolonun kesit alanı
D	: Kolonun iç çapı
V_k	: Kolondaki kumun hacmi
G_k	: Kumun kuru ağırlığını
γ	: Kumun özgül ağırlığına
h	: Kolonundaki su yüksekliği
t	: Kumun çökelme süresi

SULARDAKİ FE(II) KONSANTRASYONU İLE FİLTRE YÜK KAYIPLARI ARASINDAKİ İLİŞKİNİN ARAŞTIRILMASI

ÖZET

Bu çalışmada esas olarak, literatürde yeterince incelenmeyen Fe(II) konsantrasyonu, filtre hızı, porozite ile yük kaybı ve çıkış suyu kalitesi arasındaki ilişki araştırılmıştır. Ayrıca suda bulunan maddelerin oksidasyona ve filtrasyona etkileri ile mevcut yük kaybı ifadelerinin verdiği sonuçlarının gerçek filtrelerdeki değerleri ne ölçüde karakterize ettiği üzerinde de durulmuştur.

Deneyisel çalışmalarda bu çalışma için özel olarak kurulmuş ve paralel olarak işletilen laboratuvar ölçekli filtre kolonları kullanılmıştır. 30 mm iç çaplı pleksiglass'dan imal edilmiş filtre kolonları, 0.5-0.59 mm boyutlarındaki silisli kum ile 400 mm filtre yatak yüksekliği oluşacak şekilde doldurulmuştur. Çalışmada dört farklı demir konsantrasyonu (0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L), dört farklı yükleme hızı (5.6, 7.47, 9.34 ve 11.20 m³/m².saat), iki farklı su kalitesi (deiyonize ve musluk suyu) ve iki farklı porozite (0.36 ile 0.40) kullanılmıştır.

Deneyisel çalışma verilerinin değerlendirilmesi havalandırma ile demir oksidasyonunda organik madde içeriğinin çok önemli olduğunu, su kalitesinin deiyonize suya yakın olması durumunda iyi bir oksidasyon sağlandığını ve organik madde muhteviyatı yüksek sularda havalandırmanın yanı sıra güçlü oksidantlar kullanılması gerektiğini göstermiştir.

Artan demir konsantrasyonu ve filtre hızı ile yük kaybının da arttığı, porozitenin artırılması (0.36'dan 0.40'a) ile deiyonize su ve musluk suyu çalışmalarında yük kaybı artışının azaldığı, fakat su kalitesinin bozulduğu (standard değerlerin sağlanmadığı) görülmüştür.

Bu çalıřmadan elde edilen veriler deęerlendirilip genelleřtirildięinde 1.0 mg/L ve altındaki Fe(II) konsantrasyonlarında, hava ile oksidasyondan sonra dūřuk poroziteli (0.35-0.36) kum filtre yataęı kullanılması halinde hiçbir yardımcı kimyasala (oksidant ve koagūlantta) gerek olmaksızın demirin etkili bir řeklide giderilebildięi; buna karřılık 1.0 mg/L'nin ūzerindeki konsantrasyonlarda havalandırmayı mūteakip çökeltme ve filtrasyona gerek duyulduęu tespit edilmiřtir. Yūsek demir konsantrasyonlarında (2.5 mg/L ve ūzeri) dūřuk filtre hızlarının (5.60 m/saat ve ařaęısı) kullanılması durumunda bir taraftan çıkıř suyu kalitesinin standartlar saęlanacak derecede iyileřtięi, buna karřılık filtreden geçen su miktarının azaldıęı ve tıkanma sūresinin arttıęı belirlenmiřtir. Bu iki zıt durumun (su kalitesinin iyileřmesi ve birim zamanda arıtılan su miktarının azaltılması) birlikte deęerlendirilerek optimum özūme karar verilmesi gerektięi sonucuna ulařılmıřtır.

INVESTIGATION OF THE RELATIONSHIP BETWEEN THE CONCENTRATION OF FE (II) IN WATER AND FILTER HEAD LOSS

SUMMARY

In this study, the relationship between concentration of Fe(II), filter velocity, porosity, filter head loss and quality of effluent water was investigated that not studied sufficiently in the literature. Furthermore, the effects of the organic substance found in water on the oxidation and filter head loss, and relationship between results of the available head loss equations and results of the experimental studies were examined.

Laboratory scale filter columns, set up particularly for this study, were operated in parallel. Filter columns made of Plexiglas's, and filled with 0.5-0.59 mm of silica sand up to 400 mm. Four ferrous concentrations (0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L), four filter hydraulic loadings (5.6, 7.47, 9.34 ve 11.20 m³/m².hour), two water qualities (deionized and tap waters), and two porosities (0.36-0.40) were used in this study.

It was seen in this study that the content of organic substance in water was most important for the oxidation of ferrous with aeration. If water quality was near the deionized water, oxidation rate of the ferrous by aeration is higher. On the contrary, water includes higher amount of organic matter, aeration was not enough for the oxidation of the ferrous, so additional oxidants are required.

Filter head losses were increased by the elevated ferrous concentrations and filter hydraulic loadings. On the contrary, it was observed that elevated porosity (0.36 to 0.40) was decreased filter head losses, but reduced effluent water quality for tap water (exceeded standards for iron).

The evaluation of data obtained in this study was indicated that at 1.0 mg/L Fe(II) and lower concentration, the removal of ferrous oxidation by aeration with low porosity (0.35-0.36) sand filter bed was performed effectively without addition of any coagulant aids. However, at ferrous concentration higher than 1.0 mg/L, treatment of ferrous required sedimentation and filtration in addition to aeration. Removal of higher ferrous concentration (2.5 mg/L and over) with low filter hydraulic loadings (5.60 m/hour and lower) showed that effluent water quality was improved very well, but the amount of filtered water was decreased, and duration of the filter plugging was increased. These two contrary cases (improving water quality and amount of treated water) were evaluated together for decision optimum solution.

1. GİRİŞ

1.1. Çalışmanın Anlam ve Önemi

Günümüzde dünyada 1.5-2.0 milyar insan içme su kaynağı olarak yer altı sularını kullanmaktadır (**Sampat, 2000**). Yeryüzünde en çok bulunan dördüncü element olan demir birçok yeraltı suyunda bulunmaktadır (**Sharma, 2002a**). Göllerde tabakalaşma olması, su kütlelerin bulunduğu alanlarda anoksik bölgelerin oluşması, çürümüş hayvansal ve bitkisel artıkların suya temasıyla demir yüzeysel sulara da geçmektedir. Örnek olarak, İstanbul'da Ömerli ve Alibeyköy Barajlarında tabakalaşma sonucu mevsimsel değişimlerin olduğu dönemlerde demir ve mangan problemi olmaktadır. Demirin sularda düşük konsantrasyonda bulunmasının insan sağlığı açısından zararlı olmamasına karşılık estetik açıdan suda bulunması istenmemektedir.

İlk demir giderim tesisi 1874 yılında Almanya Charlottenbur'da inşa edilmiştir. ABD'de ilk tesis 1883'de New Jersey Atlantik Highlands'de kurulmuştur. İlk zamanlarda demir giderimi havalandırma ve filtrasyon üniteleri ile gerçekleştirilmiştir (**Yardımcı, 2001; Ünal, 2003; Mettler, 2002**). İlk yerinde (kuyu başında) demir giderim tesisi Berlin, Almanya'da 1898/99 yılında inşa edilmiştir (**Mettler, 2002**).

Havalandırma ile demirin oksidasyonunun kinetiği üzerinde çok sayıda araştırma yapılmıştır (**Stumm ve Lee, 1961; Tamura ve diğ., 1976; Sung ve Morgan, 1980; Tamura ve diğ., 1980; Sarıkaya, 1980; Liang ve diğ., 1993; Tüfekçi, 1996; King ve diğ., 1995; Rönnholm ve diğ., 1999**). Bu çalışmalarda demir oksidasyonu üzerinde pH'nın, su kalitesinin ve demir konsantrasyonunun önemli etkisi olduğu belirtilmiştir.

Organik maddelerin ve çeşitli oksidantların demir oksidasyonuna etkisi Theis ve Singer (1974), Cromely ve O'Connor (1976), Knocke ve diğ. (1992), Liang ve diğ. (1993), Knocke ve diğ. (1994), Tüfekçi ve diğ. (2003) ve Ninh Pham ve diğ.

(2004) gibi araştırıcılar tarafından incelenmiştir. Tanik ve hümik asit gibi yüksek moleküller yapıya sahip organik maddelerin oksidasyonu olumsuz yönde etkilediği ve bu organik maddelerle olan komplekslerin ozon gibi güçlü oksidantların kullanılması ile kırılabilceği araştırıcılar tarafından belirtilmiştir.

Su ortamında bulunan demir oxy-hidroksit kolloidlerinin de yapı ve özellikleri bir çok araştırıcı tarafından detaylı olarak incelenmiştir. Sahip olduğu geniş yüzey alanı ve yüzey kimyası ile bazı iz inorganik maddeler ve organik bileşikleri adsoblaması gibi özellikleri araştırıcılar tarafından belirlenmiştir (**Crosby ve diğ., 1983; Lyte ve Snoeyinc, 2003**).

Buraya kadar demirin oksidasyonu ve partikül özellikleri üzerine yapılmış bazı çalışmalardan bahsedilmiştir. Oksitlenen demirin sudan ayrılması için ilave bir işleme ihtiyaç vardır. Demir oksitlendikten sonra katı sıvı ayrımı için genellikle çökmeye ve/veya filtrasyona tabi tutulmaktadır. Ancak ilk zamanlarda demir partiküllerinin sudan ayrılması kum filtrelerle yapılırken günümüzde demir giderimi adsorbsiyon, biyolojik filtrasyon ve membranlarla da gerçekteştirilmektedir.

Sharma ve diğ. (1999), Sharma ve diğ. (2001), Sharma ve diğ. (2002a ve 2002b), Sallanko ve diğ. (2004) tarafından iki değerlikli demirin adsorbsiyonla giderimi üzerine araştırmalar yapılmıştır. Demirin biyolojik olarak giderimi üzerinde **Mouchet (1992), Thremblay (1997), Katsoyiannis ve Zouboulis (2004)** ile **Sharma ve diğ. (2005)** çalışmıştır.

Oksidasyonu müteakip kum filtresi ile demir giderimi üzerinde **Ghosh ve diğ. (1967), Yu (1983), Carlson ve diğ. (1997)** tarafından çalışmalar yapılmıştır. Ancak bütün bu çalışmalarda filtrede demir giderim verimini artıracak en uygun demir konsantrasyonu, porozite oranı, su kaltesi ve filtre yükelme hızları arasında optimizasyon yapılmamıştır. Özellikle gelişmemiş ve mevsimsel değişimler sonucu demir problemi yaşayan bölgelerde oksidasyonu mütakiben kum filtreleri mevcuttur. Bu filtrelerde genellikle demir gideriminde problemler yaşanmaktadır (**Andersson ve Johansson, 2002**).

Literetürde demirin oksidasyonu müteakip kum filtresi ile giderilmesi konusunda yapılan çalışmalarda işletme koşullarının açıkça belirtilmediği dikkati çekmektedir.

Bunlardan en önemlisi porozitedir. Diğer önemli iki parametre de optimum demir konsantrasyonu ve filtre yükleme hızıdır.

1.2. Çalışmanın Amaç ve Kapsamı

Farklı demir konsantrasyonu ve filtre yükleme hızlarının poroziteye bağlı olarak filtre yük kaybına ve çıkış suyu kalitesine etkisinin belirlenmesi çalışmanın temel amacını oluşturmaktadır.

Bu kapsamda detaylı bir literatür araştırılması yapılarak öncelikle demir giderimine etki eden parametreler üzerinde durulmuş ve mevcut yük kaybı oluşum denklemleri verilmiştir. Bu literatür bilgileri dikkate alınarak pilot ölçekli filtrasyon sistemi tasarlanmış ve uygun kum aralığı, oksidasyon öncesi hamsu için uygun pH ve alkalinite değerleri belirlenmiştir.

En ucuz ve bulunması en kolay olan havalandırma sistemi oksidasyon vasıtası olarak kullanılmıştır. Çalışmalar dört farklı demir konsantrasyonu (0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L), dört farklı yükleme hızı (5.6, 7.47, 9.34 ve 11.20 m³/m².saat), iki farklı su kalitesi (deiyonize ve musluk suyu) ve iki farklı porozitede (0.36 ile 0.40) gerçekleştirilmiştir.

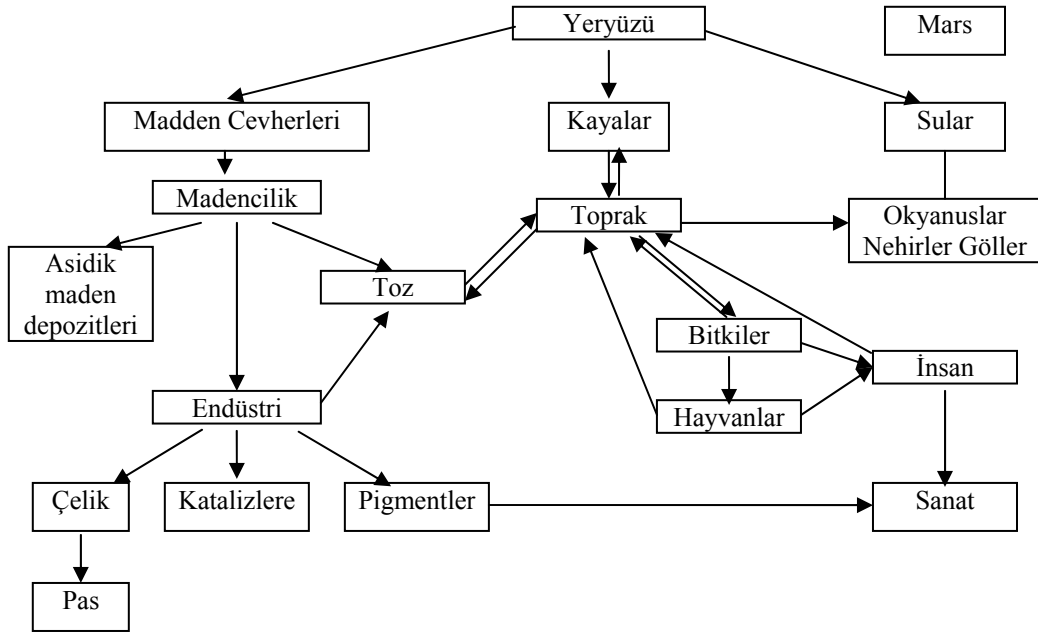
DeneySEL çalışma sonuçları grafikler ve tablolar şeklinde verilerek değerlendirilmiş, demir konsantrasyonu, filtre yükleme hızı ve porozitenin, yük kaybı ile çıkış su kalitesine olan etkisi ortaya konulmuştur.

2. SULARDAN DEMİR GİDERİMİ

2.1. Demirin Önemi ve Su Ortamında Bulunması

2.1.1. Demirin doğada bulunuşu

Yeryüzünde en bol bulunan dördüncü element demirdir (Ergene, 1987; Tremblay, 1997). Miktar olarak demir yer kabuğunun yaklaşık %5'ini teşkil etmektedir (Hadimani, 1967; Andersson ve Johansson, 2002). Tüm yeryüzeyi için demir döngüsü Şekil 2.1'de görülmektedir (Cornell ve Schwertmann, 2003).



Şekil 2.1: Yeryüzünde demir oksit döngüsü

Yer kabuğunda bulunan demir zamanla canlılar tarafından yaşamlarını sürdürebilmeleri için kullanılmaktadır. Bitkiler demiri iki değerli demir katyonu (Fe^{++}) formunda kullanmaktadır. Topraklarda çözünebilir şekilde demir bulunduğu gibi çeşitli minerallerin bileşiminde de fazla miktarlarda demire rastlanmaktadır. Bitkilerin çoğunda demir miktarı bor, mangan veya çinko gibi iz elementlerden azdır.

Bitkilerde demir, klorofilin oluşumu için gereklidir. Demir eksikliğinde klorofil iyi teşekkül edememekte ve bitkilerde kolayca görülebilen kloroz hastalığı ortaya çıkmaktadır. Demir eksikliği olan bitkilerin yaprakları açık sarı renklidir (**Ergene, 1987**).

Yeryüzünde bulunan beli başlı demir cevherleri arasında hematit (Fe_2O_3), magnetit (Fe_3O_4), limonit ($\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$), siderit (FeCO_3) ve pirit (FeS_2) sayılabilir (**Tüfekçi, 1995; Cornell ve Schwertmann, 2003**).

Doğada demir çeşitli elementlerle bileşikler oluşturmaktadır. Bu bileşiklerden bazıları Tablo 2.1’de gösterilmiştir.

Tablo 2.1: Doğadaki bazı demir bileşikleri ve valans değerleri
(**Stucki ve diğ.,1985; <http://www.webelements.com>**)

	Demir (Fe)	Demirin Valansı		Demir (Fe)	Demirin Valansı
Floridler	FeF_2 $\text{FeF}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ FeF_3 $\text{FeF}_3 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	II II III III	İyotlar	FeI_2 FeI_3	II III
Klorürler	FeCl_2 $\text{FeCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ $\text{FeCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ FeCl_3 $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	II II II III III	Oksitler	FeO Fe_2O_3 Fe_3O_4 $2\text{Fe}_2\text{O}_3 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	II III II, III III
Bromürler	FeBr_2 FeBr_3	II III	Sülfürler	FeS FeS_2	II
Selenidler	FeSe	II			

2.1.2. Doğal sulardaki demir kaynakları

Demir doğal sularda çözünmüş, koloidal ve katı bileşikleri halinde bulunmaktadır (**Tüfekçi, 1995; Yardımumar, 2001; Ünal, 2003**).

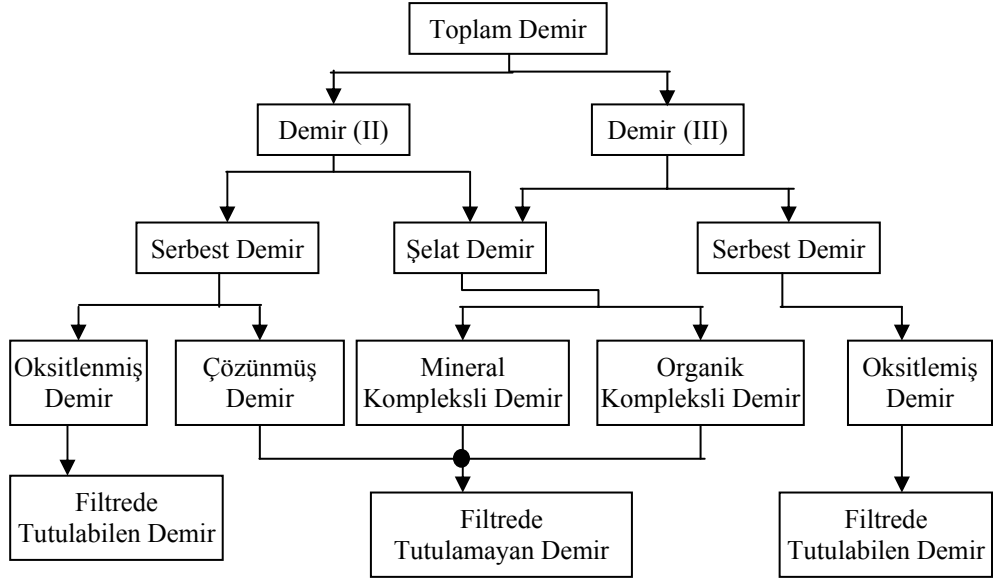
Yeryüzünde demir genellikle toprak ve kayalarda bulunmaktadır. Demir içeren toprak ve kayalar oksijenin çok az ya da hiç olmadığı ortamlarda su ile temas ettiğinde aşınma ve diğer mekanizmalarla ufalanmakta, hatta çözünmekte ve su içerisine sızmaktadır (**Yardımumar, 2001; Cornell ve Schwertmann, 2003**). Yeraltı sularının oksijen bakımından fakir olması, toprak ve kaya formasyonları

arasında hareket etmesinden dolayı yüzeysel sulara nazaran daha fazla demir içermektedir.

Demir su kaynaklarına doğal prosesler sonucu da ulaşmaktadır. Bu prosesler, sediment-su ara yüzeyinde oluşmaktadır. Mineraller ve sedimentlerin içerdiği demirin çözünmesi ve bölgesel erozyon da demir kaynakları arasında sayılabilir (**Zaw ve Chiswell, 1999**). Su derinliğinin 10 m'den fazla olduğu doğal veya suni göllerde mevsimler arasındaki su sıcaklık farkının 10 °C'den fazla olması, sirkülasyona sebep olabilecek şiddetli rüzgarların oluşmaması, giren akımlar veya terfi gibi etkenlerin neden olduğu sirkülasyonun görülmemesi tabakalaşmaya sebep olmaktadır (<http://www.iski.gov.tr>). Tabakalaşma nedeniyle hipolimnion tabakası anoksik hale gelmektedir. Bu durumda mineraller ve sedimentler içerisindeki demir çözülmüş forma (Fe^{2+}) dönüşmektedir. Bu iki değerlikli demir oksijen veya diğer oksitleyici kimyasallarla temas edene kadar temiz ve renksizdir (**Sommerfeld, 1999**).

Yağmur suları toprağa nüfuz ederken geçiş yolu üzerindeki çürümeye başlamış bitkilerle temas etmektedir. Yağmur suyu içindeki çözülmüş oksijen, çürümeye yüz tutan bu bitkiler tarafından tüketilerek, suyun oksijensiz kalmasına sebep olmaktadır. Bu sular, temas ettiği oksitleri indirgeyerek, onları suda çözünebilecek iki değerlikli hale getirmektedir. Bu sularla beslenen akiferlerden sağlanan yeraltı suları da önemli ölçüde demir içermektedir (**Tüfekçi, 1995; Yardımumar, 2001**).

Yüzeysel sular genellikle yüksek pH ve alkalinite nedeniyle oksitlenmiş demir ihtiva etmektedir. İki değerlikli demir genellikle derin yeraltı sularında mevcuttur (**Tüfekçi, 1995; Yardımumar, 2001; Tremblay, 1997**). Çünkü derin yeraltı sularında oksijen hemen hemen hiç yoktur. Bu sular demir ve mangan ihtiva eden minerallerle temas ettiğinde bağlı demir ve manganı çözünebilir forma dönüştürmektedir. Doğal su kaynaklarında bulunabilecek demir formları Şekil 2.2'de gösterilmiştir (**Tremblay, 1997**).



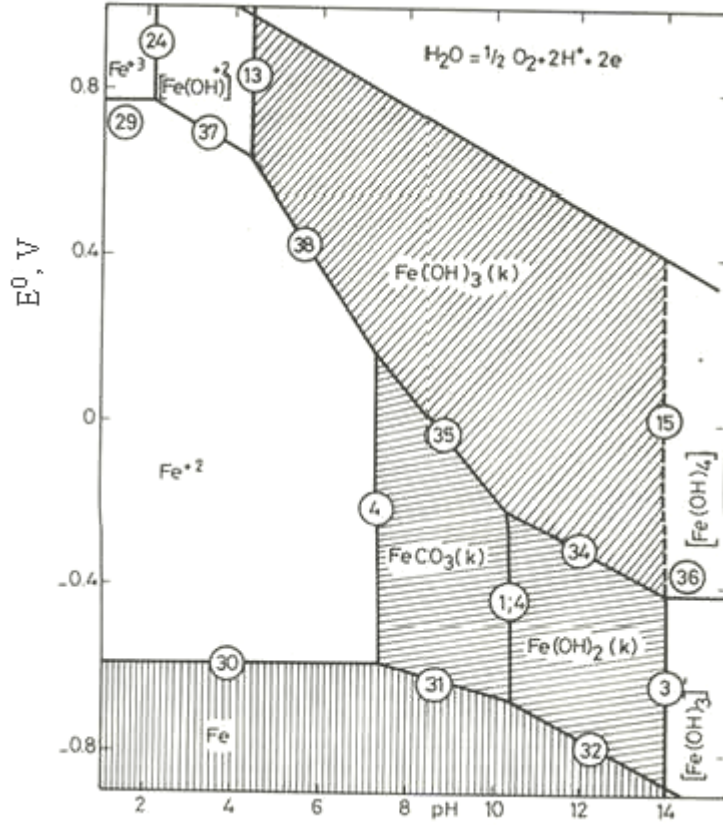
Şekil 2.2: Doğal sularda bulunan demir formları

2.1.3. Demirin su ortamındaki kimyası

Demirin su içindeki kimyasal formları aşağıda belirtilmiştir (Tech Brief, 1998);

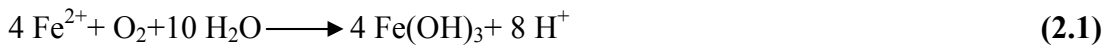
- Çözünmüş halde: ferrous (Fe(II))
- Partiküller halde: ferric (Fe(III))
- Kolloidal halde: Parçacıklar çok küçüktür. Bu sebeple, bunları çökeltmek ve filtre etmek oldukça zordur.

Bu türlerden birinin su içinde baskın çıkması pH, Eh (redoxs potansiyeli) ve suyun sıcaklığına bağlıdır. Demirin konsantrasyonu giderim için yapılması gereken arıtmayı belirlemeye yardımcı olmaktadır. Şekil 2.3’de demire ait pH-elektrod potansiyelleri gösterilmiştir.



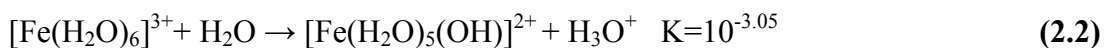
Şekil 2.3: Demir için elektrot potansiyelinin pH ile değişimi (Tüfekçi, 1995).

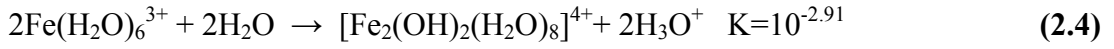
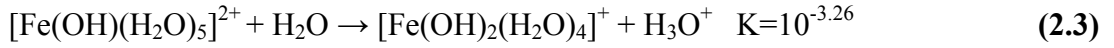
Çözünmüş halde demir ihtiva eden su hava ile temas ettiğinde, CO₂ su ortamından havaya karışırken moleküler oksijen de suya karışmaya başlamaktadır. Oksijen Fe(II) iyonlarını oksitleyerek Fe(III)'e dönüştürmektedir (denklem 2.1). Bu bileşik çözünmemekte olup jelatimsi bir yapıya sahiptir. Bulunduğu yüzey üzerinde birikimler yapmaktadır (Sommerfeld, 1999).



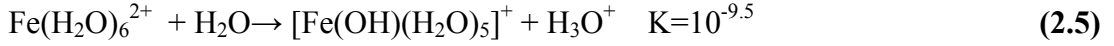
Sulu ortamında demir, +2 ve +3 değerlikli iyon halinde bulunabilir. Fe (III), Fe (II)'ye göre oldukça asidiktir. Bu iyonların su ortamındaki reaksiyonları aşağıdaki denklemlerde gösterilmektedir (<http://wwwchem.uwimona.edu.jm:1104/courses/iron.html>).

Fe(III) iyon reaksiyonu;





Fe^{2+} iyon reaksiyonu;



pH, oksidasyon oranı, sıcaklık, suda bulunan iyonların konsantrasyonuna bağlı olarak Fe^{2+} 'nın hidrolizi ve oksidasyonları farklı Fe^{3+} oluşumlarına sebep olmaktadır (**Mettler, 2002**). Hidrolizi izleyen Fe(II) oksidasyonu sonucunda goethite, lepidocrocite, akaganeite, magnetite, maghemite, ferrihydrite, feroxyhyte ve hematite oluşmaktadır (**Cornell ve Schwertmann, 2003**). pH 4-9 arasında Fe(II) tuzlarının oksidasyonu ile su kalitesine bağlı olarak baskın demir oksit türleri Tablo 2.2'de görülmektedir (**Cornell ve Schwertmann, 2003**).

Tablo 2.2: Su kalitesi ve Fe(II) oksidasyonuna bağlı olarak oluşan demir oksit türleri

Oluşan Demir Oksit Türü	Su Kalitesi		
Goethite	• CO_2 mevcut • Sülfat • Hızlı oksidasyon • Düşük pH • Al, Mn, Co		
Lepidocrocite	• CO_2 yok • Klorür • Yavaş oksidasyon • Yüksek pH	• Yavaş Oksidasyon • $\text{pH} > 5$	• Hızlı oksidasyon • Düşük Sıcaklık • Düşük pH • Klorür • Düşük $[\text{Fe}^{2+}]$
Ferrihydrite	• Hızlı oksidasyon • $\text{pH} < 5$		
Magnetite	• Yavaş oksidasyon • Yüksek Sıcaklık • Yüksek pH • Yüksek $[\text{Fe}^{2+}]$		

2.1.4. Demirin olumsuz etkileri ve içmesuyu standartları

Küçük miktarlarda demir insan sağlığı için gerekli olmasına rağmen, estetik ve ekonomik sonuçları bu metallerin sudan uzaklaştırılması gerektiğini göstermektedir.

Yetişkinler için 10-15 mg/gün demir alınması tavsiye edilmektedir. Yetişkin bir vct 2,5-3,5 g demir içermektedir (**Letterman, 1999**). Toksik etkiler 20 mg/kg ve üzerindeki dozlarda görülebilir. 40-70 mg/kg ve daha fazla dozlarda ani zehirlenmeler olabilir (**Beers ve Berkow, 1999**).

İçme suyunda standartların üzerinde demir bulunması aşağıda belirtilen problemlere yol açmaktadır:

1. İçme suyunda istenmeyen renk ve bulanıklığa sebep olmaktadır.
2. Demir miktarı çok fazla olan sular o bölgeye yeni gelen ve bu suları ilk kez içen kimselerde ishal gibi bağırsak rahatsızlıklarına yol açmakta, ancak bu durum bünyenin zamanla alışmasıyla geçmektedir.
3. Çamaşır, mutfak ve banyo eşyaları üzerinde leke bırakmaktadır. Bu lekelerin beyaz çamaşırlar ve porselenler üzerinden çıkarılması oldukça zordur. Demir normalde sarımsı ve kırmızımsı- kahverengi leke yapmaktadır; ancak tannin gibi maddelerle birleştiğinde de gri-siyah lekeye sebep olmaktadır.
4. Dağıtım şebekelerinin cidarlarında biriken demir, boru çapını daraltarak yk kayıplarını artırmaktadır.
5. Suda çok az miktarda demir olsa bile, şebekenin durgun noktalarında zamanla, demir bakterileri birikmektedir. Demir bakterileri insan sağılığı açısından normal şartlarda bir probleme sebep olmamakta, ancak aşağıda belirtilen istenmeyen ve muhtemel pahalı etkilere yol açabilmektedir:
 - Bakterilerin lm neticesinde istenmeyen tat ve koku
 - Diğer bakterilerin çoğalması sonucu suyun organik muhtevisinin artması
 - Paslı çamurlarla boruların, pompaların, su saati ve orifis gibi elemanların tıkanması
 - Boruların ve bina su tesisatının paslanması
 - Sülfür bakterileri istilası şansının artması
6. Demir bileşikleri, iyon değiştirici madde yatakları ile kum filtresi yataklarını kaplayarak kapasitesini düşürmekte ve aşağıda belirtilen muhtelif olası olumsuzluklara sebep olmaktadır:
 - Sıkça geri yıkama gereksinimi
 - Filtre çıkışında her zaman istenilen çıkış değerlerinin elde edilemeyişi

- Filtrasyon hızını sınırlandırması ve bu sebeple geniş hacimli ekipmanlar ve yüksek maliyet gerektirmesi (**Williams, 2002**).
7. Demirin suda bulunması endüstriyel tesisler açısından oldukça önemlidir. Kağıt, plastik, deri, buz, gıda ve alkollü içecekler gibi sanayi kollarındaki ürünlerin rengini görünüşünü ve tadını bozabilir. Bu sebeple, belirtilen ve benzeri endüstriyel üretimlerde kullanılan suyun demir muhteviyatı ürün kalitesini olumsuz yönde etkilemeyecek standart değerlerin altında olmalıdır.
 8. Isıtıcı ve kazanların yüzeyini kaplayarak ilave ısı kullanımı gerektirir (**Williams, 2002**).
 9. Uygun şartlar altında, sülfür bakterileri, sülfatları indirgeyerek H₂S oluşumuna sebep olmakta ve FeS gibi madensel sülfürlerin oluşumuna yol açmaktadır. FeS suda çözünerek hem kötü koku hemde siyah pıhtılaşmalar oluşturup, çelik ve diğer metaller üzerinde korozif etki yapmaktadır.
 10. Demir konsantrasyonu 1 mg/l'nin üzerindeyse suya madeni ve mürekkebiimsi bir tat vermektedir. Böyle sularla yapılan çay, rakı ve benzeri içeceklerin rengi siyahlaşmaktadır. Demirle tannik asit birleşince mürekkep rengine bir su meydana geldiğinden çay içilemez hale gelmektedir. Kahveler de çamur gibi bulanık görünümlü ve tatsız olmaktadır.
 11. Demir, Ca²⁺ ve Mg²⁺ gibi suda sertliğe sebep olsa da, miktarı çok az olduğundan bu etkisi önemli sayılmayacak kadar azdır (**Yardımcımar, 2001**).

Yukarıda demirin olumsuzlukları belirtilmiştir. Bu olumsuzlukların olmaması için içme suyunda bulunması gereken demir konsantrasyonları ülkelere ve bölgelere göre kısmi farklılıklar göstermektedir. Tablo 2.3'de içme ve kullanma sularında demire ait standartlar toplu halde verilmiştir (**EC, 1998; WHO, 1996; EPA, 1992; TS-266, 1997**).

Tablo 2.3: Demir için içme suyu standartları

	Müsaade Edilen Değer (mg/l)
Türk Standartları (TS-266)	0.2
Dünya Sağlık Teşkilatı (WHO) Standartları	0.3
ABD Çevre Koruma Ajansı (EPA) Standartları	0.3
Avrupa Birliği (EC) Standartları	0.2

2.2. Demirin Sulu Ortamlardan Giderim Metotları

2.2.1. Demir gideriminin tarihçesi

İlk demir giderim tesisi 1874 yılında Almanya Charlottenbur'da inşa edilmiştir. ABD'de demir giderimi için ilk tesis 1883'de New Jersey Atlantik Highlands'de kurulmuştur. İlk arıtma tesisleri havalandırma ve filtrasyon üniteleriyle birlikte, yeraltı sularını arıtmak için kireç ilavesini içermektedir. Aynı metotların kullanımı günümüzde de devam etmektedir (Yardııumar, 2001; Ünal, 2003).

Demir ve mangan giderimini kapsayan ilk arıtma tesisi Hollanda Zutphen'de 1889'da tamamlanmıştır. 1914 yılında Almanya Breslau'daki kuyu sularından alınan numunelerdeki mangan konsantrasyonunun 220 mg/l'ye, benzer şekilde demir konsantrasyonunun 440 mg/l'ye ulaşması sebebiyle demir ve mangan giderimi için kurulacak tesislere maliyet açısından da yaklaşılması gerektiği kararına varılmıştır (Yardııumar, 2001; Ünal, 2003).

2.2.2. Demir giderim yöntemleri

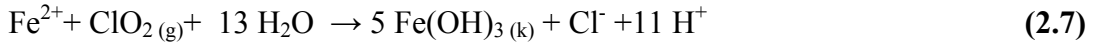
Demir arıtma sistemlerinin büyük bir çoğunluğu oksidasyon-filtrasyon sistemi ile çalışmaktadır. Oksidant, kimyasal olarak demiri oksitlemekte ve suda mevcut demir bakterilerini öldürmekte; daha sonra demir partikülleri filtre ile sudan uzaklaştırılmaktadır. Uygun oksidant dozajını ayarlamak için su özellikleri bilinmelidir (Tech Brief, 1998). Oksidasyon hızı, pH, alkalinite, organik madde içeriği ve ortamda başka okside edici madde olup olmasına bağlıdır (Yardııumar, 2001; Ünal, 2003). Oksidasyon prosesinin başarılı olup olmadığını anlamak için arıtılmış suyun kalitesi de izlenmelidir. Aşağıda demir giderme yöntemleri sıralanarak her biri hakkında özet bilgi verilmiştir.

- **Kimyasal oksidasyon + filtrasyon**

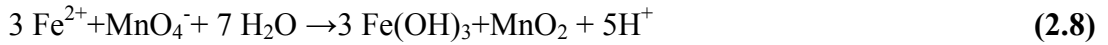
Demirin filtre edilmeden önce çözünmeyen formunda olması için oksitlenmeye ihtiyaç bulunmaktadır. Oksidasyon, demir elektron transferini içermektedir. Fe(II) iyonu okside olarak Fe(III) yani çözünmeyen demir hidrokside dönüşmektedir ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) (Tech Brief, 1998).

Su arıtımında en yaygın kullanılan oksidantlar klor, klor dioksit, potasyum permanganat ve ozondur. Klor ve potasyum permanganat genellikle küçük yeraltı suyu sistemlerine uygulanmaktadır. Bunların dozlanması oldukça kolay, basit ekipmanlar gerektirmekte olup ayrıca oldukça ucuzdurlar.

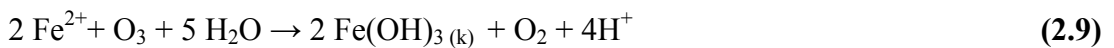
Klor iki değerlikli demiri oksitlemede kullanılmaktadır. Klorun Trihalometan (THM) oluşturma potansiyeli vardır. Klorun ve klordioksitin Fe(II) ile olan reaksiyonları aşağıda gösterilmiştir (**Yardııumar, 2001; Tremblay, 1997**).



Potasyum permanganat (KMO_4) klor ve ozondan çok daha pahalıdır. Fakat demir giderimi için çok etkili olduğu ve daha az ekipman ile ilk yatırım maliyeti gerektirdiği rapor edilmiştir. Potasyum permanganat dozajı dikkatlice kontrol edilmelidir. Permanganat fitre üzerinde çamur topuna sebep olan çökelen formda olabilir. Permanganatın demirle olan reaksiyonu aşağıda gösterilmiştir (**Yardııumar, 2001; Tremblay, 1997**);

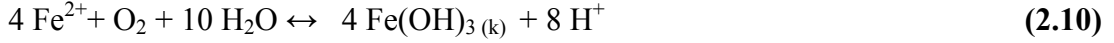


Ozon da demir oksidasyonu için kullanılabilir. Ancak hüıık ve fulvic maddelerin bulunması durumunda ozon, oksidasyon için etkili olmayabilir. Ozon suda herhangi bir tat ve koku oluşturmaz. Oksidasyon için ilave kimyasala ihtiyaç duymaz. Alglerin sudan uzaklaştırılmasını sağlar. Belirli organiklerle reaksiyona girmesi neticesinde aldehit ve ketonlar oluşturabilir (**Tech Brief, 1999**). Ozonun demirle olan reaksiyonu aşağıda gösterilmiştir (**Yardııumar, 2001; Tremblay, 1997**);



Oksidasyon sağlamak için en ucuz metot havadaki oksijeni kullanmaktır. Suyu düşüm yaptırılarak havadaki oksijenle temas etmesi sağlanır. Herhangi bir kimyasala ihtiyaç duyulmaz. Bu metot su içerisindeki büyük organik moleküller veya hüıık maddelerle kompleks oluşturmuş demir için etkili değildir. Oksijen, demir ve

manganın büyük moleküllerle oluşturduğu güçlü kompleks formlarını kırmak için yeterli oksitleme gücüne sahip değildir. Oksijenin demirle olan reaksiyonları aşağıda gösterilmiştir (Tüfekçi, 1995; Yardımumar, 2001; Ünal, 2003).



Suyun içerisinde okside olabilecek diğer maddelerin bulunması, demirin oksitlenmesini engellemektedir. Uçucu organik kimyasallar, diğer organik bileşikler veya tat ve kokuya sebep olan bileşiklerin ilave oksidant ihtiyacı olabilir. Bu ilave oksidant ihtiyacı, oksidant dozajlaması yapılırken açıklanmalıdır. İşletim masrafı genellikle kimyasal kullanımından kaynaklanmaktadır. Sonuçta, bu da direkt olarak su kalitesi ile ilgilidir (Tech Brief, 1998). Tablo 2.4’de sadece iki değerlikli demirin okside olabilmesi için gerekli oksidant miktarları gösterilmiştir.

Tablo 2.4:Fe(II)’nin oksitlenmesi için gerekli oksidant miktarları (Sommerfeld, 1999)

Oksidant	1 mg Fe ²⁺ ’yı okside etmek için gerekli dozaj miktarı (mg)
Cl ₂	0.62
ClO ₂	1.21
Ca(OCl) ₂	0.64
NaOCl	0.67
KMnO ₄	0.91
O ₂	0.14

Oksitlenen demir filtrasyona tabi tutularak demir partiküllerinin sudan uzaklaştırılması gerçekleştirilmektedir.

- **İyon değiştirme**

İyon değiştirme kolonlarında, Fe(II)’nin giderilmesi mümkündür. Bu amaçla katyon değiştirici reçineler kullanılmaktadır. Reçineli katyon değiştiriciler veya zeolitler bünyelerindeki sodyumu verip bunun yerine sudaki demiri alırlar (Yardımumar, 2001). Ancak bu yöntem çok yaygın değildir ve ancak küçük tesislerde kullanılmaktadır.

- **Adsorbsiyon**

Birm, yeşil kum (greensand) ve demir oksit kaplanmış gibi filtre malzemeleri kullanılarak Fe(II)'nin filtrede tutulması sağlanmaktadır. Son yıllarda konu hakkında çalışmalar yapılmaktadır (**Sharma ve diğ., 1999; Sharma ve diğ., 2001; Sharma ve diğ., 2002a**).

- **Biyolojik filtreler**

Leptothrix, Gallionella, Sidercapsa ve benzeri demir bakterileri bulunmaktadır. Demir bakterilerinin tümü aerobik ortamda yaşadığından oksijene gereksinim duymaktadırlar. Dolayısıyla enerji ihtiyaçları da vardır. Bakteriler Fe(II)'yi hücre içerisine alarak Fe(III)'e dönüştürmekte ve oluşan Fe(III) hidrat hücre dışında çökmekte; bu dönüşüm sırasında bakteri de enerji kazanmış olmaktadır (**Tremblay, 1997; Katsoyiannis ve Zouboulis, 2004; Sharma ve diğ., 2005**).

2.3 Demir gideriminde etkili olan parametreler

Demirin oksidasyonunu müteakip filtrasyonla gideriminde çok sayıda parametre etkilidir. Bu parametrelerin en önemlisi oksidant türüdür. Oksidant türü partikül oluşumunu etkilemektedir. demirin filtrasyonla giderilmesinde etkili olan diğer temel parametreler filtrasyon oranı, filtre malzemesi, filtre derinliği, koagülant ve polimer dozajı, pH ve alkalinite, partikül konsantrasyonu, sertlik, organik madde, sıcaklık, bulanıklık, oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP) ve partikül çapıdır. Bu parametrelerle ilgili literatürde yapılmış olan çalışmalar aşağıda özetlenmiştir.

- **Filtrasyon oranı**

Hızlı kum filtreleri 5-15 m³/m²-saat hızla işletilebilirler (**Eroğlu, 1995**). **Sharma ve diğ. (2002b)** filtrasyon hızı 5 m/saat'den 10 m/saat'e artırıldığında demir giderim veriminin %49'dan %30'a düştüğünü belirtmiştir. Filtrasyon hızının artması demir giderim verimini düşürmektedir.

- **Filtre malzemesi**

Hızlı kum filtresinde cidar etkisini minimuma indirmek için filtre kolonunun çapı filtre malzemesi çapından en az 50 kat daha yüksek olmalıdır (**Darby and Lawler, 1990; Veerapaneni, 1996**).

Sallanko ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada havalandırma ile 1 m kuvars kumu ihtiva eden filtrede giderim % 76, kuvars kum filtresini takiben çalışan 0,5 m kuvars+ 0,5 m antrasit filtre çıkışında ise verim %94 olmuştur.

Olanczuk-Neyman ve diğ. (2001) demir ve mangan giderimi için kuvars kumu+Hydrolit-Mn, kuvars kumu+pyrolusite ve kuvars kumu kullanmıştır. Çalışmada 20 cm yüksekliğindeki 3-5 mm çaplı çakıl tabakası üzerine çift tabakalılarda 40+40 cm, tek tabakalılarda ise 80 cm filtre malzemesi ilave edilmiştir. Çalışmada kullanılan yeraltı suyunda 0,8-3,6 mg/L demir ve 0,05-0,55 mg/L mangan bulunmaktadır. “Kuars kumu + pyrolusite” ve kuvars kumu ile demir konsantrasyonu < 0,2 mg/L ve mangan konsantrasyonu <0,05 mg/L seviyelerine düşürülmüştür. Kuvars kumu+Hydrolit-Mn ile demir konsantrasyonu standardın altında kalırken mangan konsantrasyonu ise sürekli standardın üstünde çıkmıştır. Tek tabakalı kuvars kumu kullanılması durumunda olgunlaşma süresi çok önemlidir. Bu süre birkaç hafta olabilmektedir.

Daneli kireç taşı da filtre malzemesi olarak kullanılabilir. Demir giderimine kireç taşının etkisinin belirlenmesi amacıyla **Sim ve diğ.(2004)** tarafından bir çalışma yapılmıştır. 3,5-6 mesh ile 7-8 mesh 1100 gr granüler kireçtaşı ihtiva eden kolona 40 mg/L demir 100 mL/dakika hızla verildiğinde hidrolik bekleme süresi 20 dakika olmaktadır. Sisteme alttan 50 L/dakika ile hava verilmiştir. 7-8 mesh aralığındaki granüler kireçtaşının pH değeri zamanla çok az düşerken, 3,5-6 mesh için pH’da hızlı bir düşüş olmuştur. 7-8 mesh aralığında çıkıştaki demir konsantrasyonu zamanla pek değişmez ve çok düşük iken, 3,5-6 mesh aralığında zamanla sürekli bir şekilde artmıştır. 7-8 mesh aralığında farklı miktarlarda kireçtaşı kullanıldığında pH miktar azaldıkça düşmüştür. Demir giderim verimi de benzer şekilde olmuştur.

7–8 mesh aralığında 1100 gr kireçtaşı mevcudiyeti ve 50 L/dakika havalandırma olması halinde farklı debilerde kolon işletilmiştir. En uygun giderim verimi 100

mL/dakikada elde edilirken (kolon içinde bekleme süresi 20 dakika), artan debilerle paralel olarak bekleme süresi azalmış ve demir giderim verimi de zamanla azalmıştır.

1450 mesh ile 2000 mesh granular kireç taşı kullanıldığında çıkışta demir konsantrasyonu 0,3 mg/L'nin altında kalmıştır.

Munter ve diğ. (2005) tarafından yapılan çalışmada demir komplekslerini kırmak için ozon (0,5-1,6 mg/L) ve hidrojen peroksit (0,45-2,0 mg/L), Pyrolox (mangan dioksit ve çapı 0,425-0,750 mm) filtre malzemeli filtreden önce enjekte edilmiştir. Ön ozonlama ile %93 toplam demir ve %98,7 Fe(II) giderimi sağlanmıştır. Hidrojen peroksit ise kompleks bağları kırmak için pek etkili olmamıştır. Fe(II) konsantrasyonu hidrojen peroksit ile 0,2 mg/L'den 0,25 mg/L'ye kadar artmıştır. Pyrolox filtreyi aktif tutabilmek için 0,11 mg/L sodyum hipoklorit ilave edilmiştir. Pyrolox filtre çıkışında toplam demir giderimi %92 ve Fe(II) giderimi ise %99 oranında gerçekleşmiştir. Pyrolox filtre çıkışını müteakip nihai ozonlama ve granüler aktif karbon (GAC) filtresi kullanımı ile toplam demir %95,3 ve Fe(II) %100 giderilmiştir. Bu durum Fe(III) kompleksinin Pyrolox filtreden geçtiğini ve nihai ozonlama ile kompleks bağlarının koptuğunu ve GAC'ta giderildiğini göstermektedir. Bu çalışma neticesinde sarımtırak renkli partiküllerin Pyrolox filtre partiküllerinin yüzeyinde oluşması sebebiyle filtre, aktivitesini % 50 oranında kaybetmiştir. Pyrolox filtre yerine hydroantrasit (% 40 kum çapı: 0,35-1,0 mm) kullanıldığında %90-94 toplam demir giderimi sağlanmıştır. Buda Pyrolox filtre verimi ile hemen hemen eşdeğerdir. Hydroantrasit filtresini müteakiben nihai ozonlama ve GAC ile toplam demir giderimi %98-100 mertebesine çıkmıştır.

Munter ve diğ. (2005) ikinci filtre olarak antrasit-Evrezit kullanılması halinde güçlü oksidantlara gerek olamadığını belirtmişlerdir. Evrezit partiküllerinin yüzeyinde FeO(OH) oluşumu için suda yalnızca çözünmüş oksijenin bulunması yeterlidir. Evrezit'in partikül çapı 0,6-2,0 mm arasında, uygulanan filtrasyon hızı 5-10 m/saat, debi 1,58 m³/saat ve geri yıkama hızı 30-35 m/saat'dir. Hyrdoantrasit'in demir giderim verimi %69-96 ve Fe(II) giderimi ise %75-95 olmuştur. Evrezit filtresi çıkışında toplam demir konsantrasyonu 0,05-0,12 mg/L'ye düşmüştür.

- **Filtre derinliği**

Filtre yatak yüksekliđi 1,0 m'den 0,5 m'ye dūřurūldūđında demir giderim veriminin %49'dan %38'e azaldıđı belirlenmiřtir (**Sharma ve diđ., 2002b**).

Ghosh ve diđ. (1967) tarafından kum filteresinde demir giderimi için gerekli yatak yüksekliğini belirlemek için çalışma yapılmıştır. Suda 6,5-8 mg/L özünmüř oksijen olacak şekilde havalandırma yapılmıştır. Çökeltme süresi 60 dakika, filtre kolonlarının çapı 7,62 cm (3 in.), kum çapı 0,51 mm, filtre hızı 5 m³/m².saat (2 gpm/sq ft.), ve geri yıkama hızı 30 m³/m².saat ile yaklaşık % 50 genleşme sağlanan bir sistemde demir giderim çalışması yapılmıştır. Çalışmada 4 farklı yükseklikte filtre malzemesi ihtiva eden kum filtreleri kullanılmıştır. Bunların yükseklikleri 7,62 cm (3 in.), 22,86 cm (9 in.), 45, 72 cm (18 in.) ve 76,2 cm (30 in.)'dir. Ham suda 48 saat içerisinde toplam demir konsantrasyonun yaklaşık 3 mg/L ve Fe(II) ortalama 2,25 mg/L şeklinde değişmiştir. Oksidasyon ve çöktürme sonrası sudaki toplam demir yaklaşık 1,75 mg/L'ye ve 0,45 µm filtreden geçen demir konsantrasyonu ise ortalama 0,25 mg/L'ye kadar dūřmüřtür.

Yapılan deneysel çalışmanın 8-10'uncu haftasına kadar oldukça verimli bir arıtma gerçekleştirilmiştir. Filtre 48 saatte bir 30 m³/m².saat yükleme hızıyla geri yıkanmasına rağmen, 10'nuncu haftadan sonra filtre içerinde bir balık (slime) tabakası oluştuğu gözlenmiştir. Bu balıksız tabakanın oksijen tükettiği ve neticede çıkışta Fe(II) konsantrasyonunun artığı görülmüştür. Filtre içerisinde biyolojik artış sebebiyle çözünmüş oksijenin kullanılması neticesinde Fe³⁺'nın Fe²⁺'ya dōnuřmesi mümkündür. Amonyak içeren ve mikrobiyal nitrifikasyon meydana gelen doğal sularda yalnızca çözünmüş oksijen kullanılmamakta aynı zamanda suyun pH'sıda dūřmektedir. pH'nın değişmesi kimyasal dengeyi değiştirmekte ve Fe(III) Fe(II)'ye dōnuřmektedir.

7,62 ve 22,86 cm derinliğinde filtre malzemesi ihtiva eden filtrelerde zamanla artan şeklilde çok miktarda demir geçmiştir. Fe(II) demiri çıkışta hemen hemen girişteki konsantrasyonla aynı değerlerde ölçülmüştür. Derinlik artıa verim artmıştır. Tüm derinliklerde pH'da pek önemli bir değişiklik olmamıştır. Çözünmüş oksijen konsantrasyonu ise derinlik artıa zamanla azalmıştır. Bunun neticesinde 45,72 cm ile 76,2 cm derinliklerinde 18 saatten sonra çıkışta ölçülen Fe(II) konsantrasyonu

giriştekinden daha fazla olmuştur. Derinlik artıkça ORP potansiyelinde de çok az bir artış görülmüştür. Filtrelerde pH ve alkalinite de herhangi bir değişme gözlenmemiştir.

Çalışmadan 16'ncı saatinde tüm filtrelerden demir geçişinin artığı görülmüştür. 7,62 cm ve 22,86 cm derinliğinde filtre malzemesi ihtiva eden filtrelerde ferik (Fe^{3+}) demiri geçerken, 45,72 ile 76,2 cm derinliklerinde ise 0,45 μm filtreden geçen demirin geçmiş olduğu belirlenmiştir. **Ghosh ve diğ. (1967)** yapmış oldukları çalışma sonucunda 45,72 cm derinliğinden daha düşük derinliklerde demir gideriminin pek uygun olmadığını belirlemişlerdir.

- **Koagülant ve polimer dozajı**

Potgieter ve diğ. (2005a) nehirde alg patlaması süresince demir ve manganın fiziksel ve kimyasal arıtma yöntemleri ile giderimini araştırmıştır. Yüksek çözünmüş organik karbon (DOC) konsantrasyonunda çözünmüş demir ve manganı oksitlemek için güçlü bir oksidant olan hidrojen peroksit (H_2O_2) kullanılmıştır. Kimyasal arıtma için demir ve alümin tuzları ile koagülant yardımcısı olarak da polielektrolit kullanılmıştır. Koagülant olarak $FeCl_3$ ve oksidant olarak H_2O_2 kullanıldığında artan $FeCl_3$ konsantrasyonunu ile $Fe(II)$ giderimi artmıştır. H_2O_2 'nin artan konsantrasyonlarında ise ortamda bulunan $Fe(II)$ konsantrasyonu artmıştır. H_2O_2 kullanımı ile $Fe(II)$ 'de %60 oranında bir giderim sağlanırken, $Al_2(SO_4)_3$ ilavesi ile giderim verimi daha da artmıştır. Koagülant yardımcısı kullanımının giderim verimini etkilemediği görülmüştür. $Al_2(SO_4)_3$ ile $FeCl_3$ karşılaştırıldığında alümin etkisinin daha yüksek olduğu görülmüştür. Polielektrolit ilavesinin $Fe(II)$ giderimi üzerinde kayda değer bir etkisinin olmadığı tesbit edilmiştir.

Carlson ve diğ. (1997) çift tabakalı (antrasit ve kum) filtrede yapmış oldukları çalışmada polimer kullanılarak aşırı yük kaybına sebep olmadan demir gideriminin mümkün olduğunu ve polimer kullanılmadan yapılan çalışmada demir partiküllerinin kısa bir süre sonra filtre çıkışında görüldüğünü belirlemişlerdir.

Potgieter ve diğ.(2005) tarafından yapılan çalışmada 30 mg/L $FeCl_3$, 2 mg/L koagülant yardımcısı ve 10 mg/L Toz Aktif Karbon (PAC) konsantrasyonlarında $Fe(II)$ gideriminin %50'lere kadar arttığı belirlenmiştir.

- **pH ve alkalinite**

pH ve alkalinite Fe(II) oksidasyonunda çok önemli temel parametrelerdir. 50 mg/L CaCO₃ ve daha düşük alkalinitelerde demirin hava ile oksidasyonu 1-20 saat arasında zaman gerektirirken, 100 mg/L CaCO₃ ve üzerinde bir alkalinite olması durumunda demirin hava ile oksidasyonu için 1 saat'den daha az bir süre gerektirmektedir (**Robinson ve Breland, 1968; Robinson ve Dixon, 1968**).

Robinson (1998) altı farklı bölgedeki artıma tesisleri üzerinde yapmış olduğu incelemelerde demirin okside olması için gerekli alkalinitenin pH'ya bağlı olduğunu gözlemlemiştir. 50 mg/L alkalinitenin pH 7.3 ve üzerinde, 120 mg/L alkalinitenin de pH 6.6 ve üzerinde demiri okside etmek için yeterli olduğunu belirlemiştir.

Sharma ve diğ. (2002b) alkalinitenin 25 mg HCO₃⁻/L'den 400mg HCO₃⁻/L'ye artırılmasının adsorbsiyon ya da granüler flok filtrasyonu ile demir giderimi üzerinde pek etkisinin olmadığını belirtmiştir. Bununla birlikte araştırmacılar tarafından, pH'ın demir giderimi üzerinde çok fazla etkisinin olduğu belirtilmiştir. Adsorbsiyonla demir gideriminde artan pH verimi düşürmektedir. Yaklaşık pH 7 civarlarında adsorbsiyonla demir giderim verimi düşmeye başlamaktadır. Buna mukabil, flok filtrasyonu ile demir gideriminde pH yaklaşık 7 civarında iken verim artmaya başlamakta, artan pH verimi maksimuma ulaştırmaktadır. Örneğin pH 7,7'den 8,2 artığında giderim verimi %28'den %94'e yükselmiştir.

Knock ve diğ. (1994) suya DOC ilave ettiklerinde 5,5 ile 6,5 arasındaki pH değerlerinde demir giderimi açısından çok az bir fark olduğunu belirtmişlerdir.

Oksijenle Fe(II)'nin oksidasyonu demir konsantrasyonu, pH ve diğer kimyasal faktörlere bağlı olarak birkaç saniyeden birkaç saate kadar sürebilmektedir (**Lytle ve diğ., 2004**).

Olson ve Twardowski (1975) pH'sı 7 olan suda demirin %50'sinin 2 dakika içinde havalandırma ile oksitlenirken, pH'sı 6 olan suda demirin %50'sinin oksitlenmesi için üç 3 saat'den daha fazla gerektiğini belirlemişlerdir.

pH < 2 olması halinde demirin tümü iyon halinde bulunmaktadır (**Cornell ve Schwertmann, 2003**). Bu durumda demirin oksidasyonu ve normal kum filtresi ile giderimi çok zordur.

- **Partikül konsantrasyonu**

Demir konsantrasyonunun 5-10 mg/L ve daha fazla olması durumunda oksidasyonla oluşan Fe(III), Fe(II)'nin oksitlenmesi için kayda değer bir katalitik etki yapmaktadır (**Tamura ve diğ., 1976**).

Lytle ve diğ. (2004) TEM (transmission electron microscopy) ile 0,122 atmosfer oksijen basıncı altında Cl₂ ilaveli durumlarda partikülleri incelemiştir. Cl₂ ilaveli durumda partiküller bir araya yumak şeklinde toplanmış ve gözenekli olarak görünürken, sadece oksijen verilen durumda partiküller daha geniş bir alana yayılarak birleşmiş ve ışık geçirgenliğinin daha az olduğu belirlenmiştir. Oksidasyonla oluşan partiküllerin yoğunlukları karşılaştırıldığında en yüksek yoğunluk oksijenle oksidasyonda (pH:7'de ~ 1,25 mg/L) oluşmuştur. Oksijenle oksitlenen partiküllerin oluşturduğu yumaklar pH düşmelerine ve sarsıntılara klor ilaveli duruma göre daha dayanıklı olmuştur. Oksijenle oksidasyonda pH artışı ile paralel partikül sayısı artmıştır.

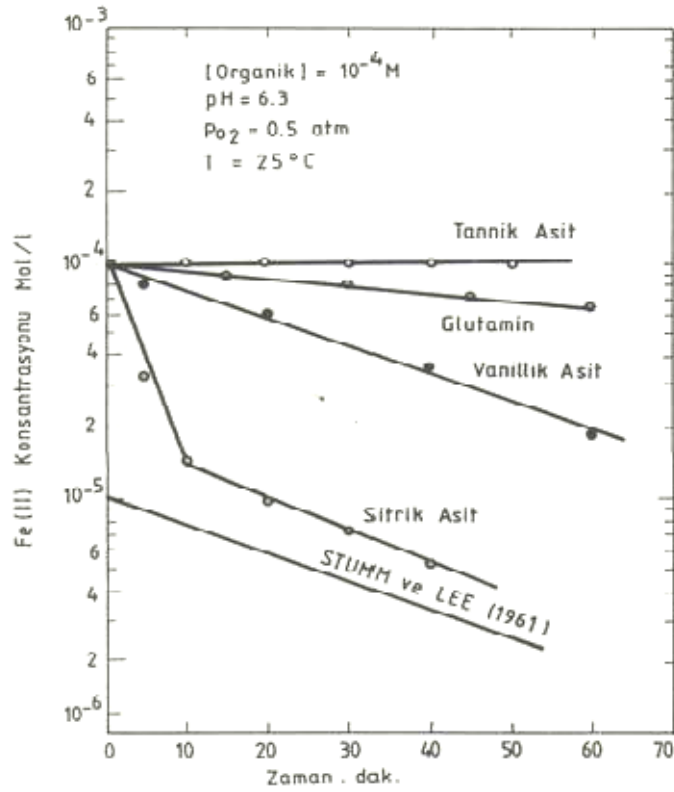
- **Sertlik**

Olson ve Twardowski (1975) sertliği yüksek olan sularda oksidasyon öncesinde Fe(II)'nin ortamda bulunan karbonatla birleşerek sideriti (FeCO₃) oluşturduğunu, kristalize karbonat partiküllerinin çapının 5-100 µm arasında değiştiğini, Fe(OH)₃ ile Fe(OH)₂'in filtre edilebilirlik indeksinin çok yüksek olmasına (105-173) rağmen, FeCO₃'ün filtre edilebilirlik indeksinin çok düşük (1-4) olduğunu belirlemişlerdir.

Olson ve Twardowski (1975) tarafından Ca²⁺ konsantrasyonu 600 mg/L olan suda, 0,01 mg/L CO₂ varlığında 0,2 mg/L Fe²⁺ bulunurken, Ca²⁺ konsantrasyonu 40 mg/L olan suda, 0,1 mg/L CO₂ varlığında 420 mg/L Fe²⁺ bulunmuştur. Benzer şekilde Ca²⁺ konsantrasyonu 600 mg/L olan suda, 0,01 mg/L CO₂ varlığında pH yaklaşık 7,9 iken, Ca²⁺ konsantrasyonu 40 mg/L olan suda, 0,1 mg/L CO₂ varlığında pH yaklaşık 5,1 ölçülmüştür.

- **Organik madde**

Birçok organik madde demir oksidasyonunu etkilemektedir. Bunlardan bazıları Şekil 2.4'de gösterilmiştir (**Theis ve Singer, 1974**).



Şekil.2.4: Bazı organik maddelerin Fe (II) oksidasyonuna etkileri

Cromely ve O'Connor (1976) tarafından 5.5 mg/L toplam organik karbon ve 1,34 mg/L Fe(II) varlığında 60 dakika süreyle ozonla oksidasyon yapmıştır. 60 dakika sonunda çözünmüş oksijen konsantrasyonu 9.9 mg/L ve ozon dozu 2.44 mg/L olarak ölçülmüştür. pH havalandırma ile 6.9'dan 7.72'ye yükselirken, ozonla 7.13'den 7.59'a yükselmiştir. 60 dakika sonunda Fe(II) konsantrasyonunun havalandırılmış suda 0.3 mg/L'ye ve ozonlanmış suda ise 0.1 mg/L'ye kadar düşmüş olduğu belirlenmiştir. Toplam organik karbon miktarı havalandırma ile giderilemez iken, ozonla 1.5 mg/L seviyelerine kadar azalmıştır. Bu olay araştırmacılar tarafından ozonun humik maddeleri etkisiz hale getirmesi olarak yorumlanmıştır. 0.45 µm membran filtreden süzülen numunelerde toplam demir konsantrasyonları oksidasyon süresince belirli aralıklarla ölçülmüştür. Oksidasyonun ilk 20 dakikasında ozonlanmış suyun giderim verimi daha iyi iken geri kalan 40 dakikada havalandırılmış suyun giderim veriminin daha yüksek olduğu gözlenmiştir.

Knocke ve diğ. (1992) tarafından alkaliniteleri 50 ila 75 mg/L olan üç doğal suya 5 mg/L çözünmüş organik karbon (DOC) eşdeğeri humik, fulvik, tannik ve oxalic asit

ile 1 ve 2 mg/L Fe(II) ilave edilmiştir. Oksidasyon için potasyum permanganat, klor dioksit ve klorür kullanılmıştır. Yüksek moleküler ağırlığa sahip hümik ve tannik asidin demirle güçlü kompleksler oluşturduğu ve yalnız potasyum permanganatla bir miktar oksitlenebildiği belirlenmiştir. Oxalate haricinde diğer organik maddelerin bulunması durumunda klor ve klor dioksitin etkisinin pek olmadığı görülmüştür. Potasyum permanganatın diğer iki oksidanta göre daha etkili oksidant olduğu belirlenmiştir. pH ve alüm konsantrasyonuna bağlı olarak demir ve DOC gideriminin etkili bir şekilde yapılabildiği tespit edilmiştir.

Knocke ve diğ. (1994) tarafından yapılan çalışmada demir üç fraksiyona ayrılmıştır: (i) 100-k ultrafiltreden geçen çözünmüş, (ii) 0,2 μm 'den geçip 100-k ultrafiltreden geçmeyen koloidal ve (iii) 0,2 μm 'den geçmeyen partiküller. Deiyonize suya DOC (çözünmüş organik madde) ilave edilmiştir. Azot gazı ile sudaki çözünmüş oksijen 0,5 mg/L'nin altına düşene kadar havalandırılmıştır. Sülfürik asit ilavesi ile pH 5,5'e ayarlanmış ve Fe(II) sülfat ilave edilmiştir. Komplekslerin oluşması için karışım 12 saat bekletilmiştir. Çalışmada oksidant olarak potasyum permanganat, klor, klor dioksit kullanılmıştır. Stokiyometriye göre gerekli olan oksidant dozajları %500'e kadar artırılmıştır. Potasyum permanganatın kullanıldığı reaksiyonun 5'inci dakikasındaki giderim ile 60'ıncı dakikasındaki giderim mukayese edildiğinde az bir fark olduğu belirlenmiştir. Üç oksidantla yapılan çalışmada 0,2 μm 'nin üstünde demir katısı kalmamıştır. Demir hidroksit katısına DOC'un adsorblanarak kaplaması ile koloidal demirin oluştuğu ve bu kaplama ile mg koloidal Fe başına 1-2 mg DOC giderimi sağladığı ileri sürülmüştür.

pH 6'da Fe(II)'nin oksijenle oksidasyon hızı oldukça düşüktür. **Ninh Pham ve diğ. (2004)** tarafından International Humic Substance Society Standard Suwannee River Fulvic Acid (SRFA) ilave edilerek oksidasyon hızının artışı incelenmiştir. SRFA'nın artan konsantrasyonu ile orantılı olarak oksidasyon hızı artmıştır. pH = 7'de Fe(II) giderimi de artan SFRA konsantrasyonu ile artmıştır. pH=7'de giderim verimi pH=6'ya göre daha yüksektir. Benzer şekilde pH=8'de giderim verimi bir önceki değere göre daha fazladır. Artan pH ile kompleks oluşumunun artışı elektrostatik kuvvetlerin etkisi olarak açıklanabilir. SRFA carboxylic ve fenolik grupların baskın olduğu geniş bir moleküler yapıdan oluşmaktadır. pH artışı ile organik moleküllerin toplam negatif yükü artan deprotonation etkisi ile artmaktadır. Böylece Fe(II) ile organik madde arasında kompleks oluşum eğilimi artmaktadır. SRFA olmaması

durumunda iki önemli demir türü amorf demir (oxy)hidroksit (Fe(III) hidrolizi sonucunda) ve inorganik Fe(II)'dir. SRFA olması durumunda nihai demir türleri çözülmüş Fe(III)+kompleks şeklindedir. Burada Fe(III) çökmesi meydana gelmemektedir.

- **Sıcaklık**

Sıcaklık arıtma tesislerinde verimi etkilemektedir. Örnek olarak, düşük sıcaklıklarda viskozite artmakta, bu da katıların çökme verimini düşürmektedir. Yüksek viskozite sonucunda oluşan dirençten dolayı filtrasyon ünitelerinde basınç azalması meydana gelmektedir (Sincero ve Sincero, 2003).

Sıcaklıkla oksijenin suda çözünürlüğü ters orantılıdır. Sıcaklık azaldıkça oksijenin çözünürlüğü artmaktadır.

- **Bulanıklık**

Bulanıklık kolloidden kaba disperse kadar boyut aralığındaki maddelerden meydana gelmektedir. Bulanıklığın yüksek olması suda bulunan tanecik (kolloid ve partikül) sayısının fazla olduğunu göstermektedir. Bulanıklığı oluşturan taneciklerin filtrede tutulacağı dikkate alınırsa, bulanıklık arttıkça filtrenin tıkanma süresi azalacaktır. Demirin oluşturduğu bulanıklık oksidant türüne göre değişiklik göstermektedir.

Lytle ve diğ. (2004) 5 mg/L Fe^{2+} ve 5 mg/L inorganik karbon mevcudiyetinde O_2 , HOCl, ClO_2 olmak üzere üç farklı oksidant kullanmışlardır. Bulanıklık ve renk parametreleri aratan pH değeri ile üç oksidant ilavesinde de artmıştır. En fazla bulanıklık (~ 5-8 NTU) ve renk (~ 175-210 Pt-Co) değerleri oksijenle oksidasyonda görülmüştür. 0,122 atmosfer oksijen basıncı altında ve aynı özellikteki çözeltiye 5 mg Cl_2 /L ilave edilerek gerçekleştirilen oksidasyonda tüm pH'larda sadece 0,122 atmosfer oksijen basıncı olması haline göre bulanıklık değeri 4 ila 6 NTU kadar azalmıştır. Diğer bir deyişle bulanıklık pH'la orantılı olarak 1-3 NTU arasında değişmiştir. Benzer şekilde renk parametresi de 75-100 Pt-Co oranında azalmış yani renk 90-110 Pt-Co arasında pH'la orantılı olarak değişmiştir. Aynı özellikteki çözeltiye 4 mg ClO_2 /L ilave edildiğinde renk ve bulanıklık değerlerindeki değişim Cl_2 ile hemen hemen aynı olmuştur.

Lytle ve diğ. (2004) tarafından ham sular üzerinde yapılan çalışmalarda Cl₂ ilavesi ile renk (100 Pt-Co'dan 20 Pt-Co'ya ve 53 Pt-Co'dan 8 Pt-Co) ve bulanıklık (17 NTU'dan 0,5 NTU'ya ve 8 NTU'dan 0,25 NTU'ya) değerleri artan klor konsantrasyonu (0 mg/L'den 8 mg/L'ye ve 0 mg/L'den 6 mg/L'ye) ile azalmıştır.

Ijpelaar ve diğ. (2002) tarafından yapılan çalışmada pH'sı 6,5 olan su, oksijenle oksidasyonu müteakip hızlı kum filtresinden geçirildiğinde demir konsantrasyonu yaklaşık 0,1 mg/L'ye düşmektedir. Havalandırmadan önce 2 mg/L ve 8,5 mg/L H₂O₂ uygulanmıştır. 2 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda filtre çıkışında demir <0,01 mg/L ve bulanıklık değeri <0,1 FTU değerinin altına düşmüştür. 8,5 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda filtre çıkışında demir konsantrasyonu >0,1 mg/L ve bulanıklık değeri >0,2 FTU değerinden büyük olarak bulunmuştur. Su içerisinde oksidasyon fazlası olarak kalan H₂O₂'in filtrede Fe³⁺'yi Fe²⁺'ye dönüştürdüğü düşünülmektedir. Bulanıklık ve demir konsantrasyonundaki artışa esas olarak su içerisindeki H₂O₂'in kalan kısmının sebep olduğu düşünülmektedir. Bu durum aşağıdaki fenton reaksiyonları ile açıklanmaktadır:



- **Oksidasyon-redüksiyon potansiyeli (ORP)**

Munter ve diğ. (2005) tarafından yapılan çalışmada havalandırılan su önce antrasit filtreye ve daha sonra oksijen ile zenginleştirilen su Evrezit'e verilmiştir. Demir giderimi verimine ORP'nin etkisi incelenmiştir. Yapılan pilot çalışmada kompleks oluşturmayan demir pH=7'de, +300 mV<ORP<+500 mV arasında çok iyi bir şekilde giderilmiştir. Demir, eğer ORP<<300 mV ise Fe(II) formunda, eğer ORP>> 500 mV ise Fe(OH)₂⁺ formunda bulunmaktadır.

Demir-organik kompleksleri birinci filtrede $96 \text{ mV} < \text{ORP} < 100 \text{ mV}$ ve ikinci filtrede $200 < \text{ORP} < 205 \text{ mV}$ arasında iyi bir verimle giderilmiştir.

- **Partikül çapı**

Partikül çapları filtrasyonda tutulmayı belirlemede önemlidir. Partiküllerin çapı düştükçe kum filtresinde tutulması da zorlaşmaktadır. Demir partiküllerinin çapları oksidant türlerine göre farklılık göstermektedir. **Carlson ve diğ. (1997)** tarafından yapılan çalışmada havalandırma ile oksidasyon neticesinde oksitlenen demirin çapının $0,2$ ile $8 \text{ }\mu\text{m}$ arasında değiştiği gözlemlenmiştir. Filtre girişinden önce hava ile oksidasyona tabi tutulan suya sadece Cl_2 ilave edilmesi halinde $2 \text{ }\mu\text{m}$ çaplı filtre kağıdından geçen Fe konsantrasyonunun artışı ve Cl_2 'ye ilaveten filtre yardımcısı (polimer) ilave edilmesi durumunda $2 \text{ }\mu\text{m}$ çaplı filtre kağıdından geçen Fe konsantrasyonunun $< 0,03 \text{ mg/L}$ olduğu tespit edilmiştir.

Cleasby (1975) demir ve mangan giderimi için yapmış olduğu çalışmada hava ile oksitlenen demirlerin Cl_2 ve KMnO_4 'a göre daha iyi filtre edilebilir olduğunu yani partikül çapının daha büyük olduğunu belirlemiştir.

Ellis ve diğ. (2000) $7\text{-}15 \text{ mg/L}$ demir ve $1,8\text{-}2,0 \text{ mg/L}$ mangan ihtiva eden yer altı suyuna NaOH ilave ederek $\text{pH} = 8,1$ 'de 15 dakika havalandırma ile demir oksidasyonunu ve bunu müteakiben KMnO_4 ilavesi ile 15 dakikalık oksidasyon işlemine tabi tutarak mangan oksidasyonunu incelemiştir. Doğal ve suni olarak hazırlanan numunelerin oksidasyonu sonunda demir ve manganın partikül çaplarının $1,5\text{-}50 \text{ }\mu\text{m}$ arasında değiştiği belirlenmiştir.

Lytle ve diğ. (2004) yumak çaplarını belirleyebilmek için $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ ile $0,2 \text{ }\mu\text{m}$ çaplı membran filtreler kullanmışlardır. $\text{pH}=7\text{-}8,5$ arasında oksijen oksidasyonu ile çok az miktarda yumak $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ membran filtreden geçerken, $\text{pH}=8,5$ 'den sonra artan pH 'la birlikte geçen yumak miktarında ani artışlar olmuştur. $\text{pH}=8,5$ 'den 10 'a çıkarken $0,45 \text{ }\mu\text{m}$ membran filtreden oksijen oksidasyonu ile oksitlenen partiküllerin geçişi $\%0$ 'dan $\%65$ 'e kadar artmıştır. Çözünmüş oksijene doymuş çözelti ile klor ve klor dioksit ilaveli oksidasyonda ise oksijenle oksidasyona göre geçen fraksiyon yaklaşık $\% 20$ daha fazla olmuştur. Bu durum yüksek pH 'larda daha düşük çaplı partiküllerin oluştuğunu göstermektedir.

Sallanko ve diğ. (2004) tarafından yapılan çalışmada 10,41 mg/L demir ve 8,1 mg/L DOC içeren yeraltı suyunun H₂O₂ ile oksidasyonu gerçekleştirilmiştir. 3 mg/L H₂O₂ konsantrasyonunda 0,45 µm filtre kağıdından geçen demir konsantrasyonu <0,03 mg/L ve DOC konsantrasyonu 4 mg/L olmuştur. 1 m kuvars kumu ve “0,5 m kuvars kumu+0,5 m antrasit” içeren filtreler kullanılarak yapılan katı/sıvı ayırma işleminde oluşan partiküller giderilememiştir. Buda partiküllerin çok küçük olduğunu göstermektedir.

3. FİLTREDE YÜK KAYBI OLUŞUMU

3.1 Yük Kaybı

Daneli filtre yatağından su akarken sıvı – katı arasındaki sürtünmeden kaynaklanan basınç düşmesi meydana gelmekte ve bu düşüş yük kaybı olarak ifade edilmektedir. Yatak içerisinde yük kaybı debi, basınç, giriş askıda madde konsantrasyonu, askıda maddenin özellikleri, yatak derinliği, filtre hızı ve suyun viskozitesiyle orantılıdır. Yük kaybı aynı zamanda filtre malzemesinin ebat ve şekli ile yatak porozitesinin de bir fonksiyonudur (**Droste, 1997; Logsdon, 2002**). Temiz filtre yatağı için yük kaybı, 20 m/saat yüzey yükünün altında filtrasyon hızıyla, suyun viskozitesi ile filtredeki 1 mm ve daha küçük filtre malzemesi oranıyla orantılı olarak artmaktadır. Suyun viskozitesi sıcaklığın bir fonksiyonudur. 30 °C deki suyun viskozitesi 3 °C deki suyun viskozitesinin yarısından biraz daha düşüktür. Böylece, aynı filtrasyon hızında temiz filtre yatağı için yaz aylarında filtre yatağında yük kaybı kış aylarında yataktaki yük kaybının yaklaşık yarısı kadar olabilmektedir (**Logsdon, 2002**).

Filtre sabit yüzey yüküyle işletildiğinde yük kaybı, filtre yatağındaki yumaklaşmış partiküllerin tutulmasına bağlı olarak kademe kademe artmaktadır. Yük kaybı verileri filtre içerisinde meydana gelen tıkanmaların derecesini göstermesi açısından operatör için temel işletme parametrelerinden birisidir. Filtre yatağı boyunca yük kaybı eğrileri tıkanmanın filtre boyunca mı yoksa yüzeyde mi olduğu hakkında bilgi vermektedir. Filtrasyon hızı sabit ise filtre yatağı yük kaybı eğrileri derinlik boyunca zamanla lineer olarak artmaktadır. Filtrelerin geri yıkınmasına karar verilirken ya çıkış suyu kalitesi (bulanıklık) veya yük kaybı esas alınmaktadır. Bulanıklık değilse yük kaybı esas alındığında, operatörler en yüksek yük kaybına ulaşıldığında filtreleri geri yıkarlar (**Logsdon, 2002**).

Yük kaybı işletimde olan her filtre için sürekli olarak izlenmeli ve kaydedilmelidir. Çünkü filtre işletimi hakkında karar vermede en önemli iki parametreden biridir.

Filtre düşük hızlarda işletilirken, hız artırılırsa, filtrede yük kaybı filtre hızındaki artışla orantılı olarak artacaktır. Teknik ve ekonomik optimizasyon sonucu belirlenmiş olan filtreler için müsaade edilen bir maksimum yük kaybı değeri vardır. Bu değer çeşitli ülke hata ülke içerisindeki eyaletlerde bile birbirinden farklıdır. Ancak ABD genellikle maksimum yük kaybının 2.4 m civarında alındığı görülmektedir (**Letterman, 1999**). Bu değer pilot tesis çalışması ile belirlenmesi daha sağlıklı olacaktır. Maksimum yük kaybına yaklaşmış olan bir filtre kabul edilebilir maksimum tıkanma derecesine yaklaşmış demektir. Nihai yük kaybı yakınlarında filtre hızını artırma riskli olabilir. Çünkü yüksek hız dolayısıyla bulanıklık çıkışta da yüksek değerlerde görülebilir (**Logsdon, 2002**).

Pilot tesislerde dane malzemeli filtreler yükseklik boyunca düzenli olarak yerleştirilmiş musluklarla donatılmaktadır. Böylece filtre yatağı içerisindeki yük kaybı görsel piyozetreler vasıtasıyla ölçülebilmektedir. Bu veriler sürekli olarak değil periyodik olarak izlenebilmektedir. Filtre yatağındaki yük kaybı değişimlerinden yatak içerisinde depolanmış ve tutulmuş olan yumak miktarlarını tahmin etmede kullanılabilir. Eğer aşırı derecede yardımcı kimyasal (polimer) kullanılırsa, yumak miktar ve hacmi öyle büyük olabilir ki neredeyse bütün flokla yumaklar filtre yatağının üst kısımlarında yakalanır ve depolanır. Filtre yatağı içerisinde 15 cm de bir yük kaybı musluklarının yerleştirilmesi yatak içerisinde yumakların filtrede ilerlerken parçalanmaya karşı direncinin (yumak gücünün) değişimini ölçmede kullanılır. Tam ölçekli tesislerde filtre yatağı içerisinde birçok noktaya yük kaybı musluğu yerleştirmek fiziksel olarak mümkündür. Bu da operatörlere filtre hakkında önemli bilgi sağlayan bir yöntem olabilir. Piyozetreler hem pahalı değildir; hem de filtre davranışını değerlendirmek için faydalı alettir. Filtre yatağı içerisinde filtre malzemeleri tarafından piyozemetrenin tıkanmasını önlemek için piyozemetrelere elek yerleştirilmesi gerekmektedir. Bu uygun şekilde yapılmadığı takdirde malzeme piyozetre tüplerini tıkamakta ve bu basit ölçüm cihazıyla hatalı ölçümler yapılabilmektedir (**Logsdon, 2002**).

Yük kaybını ölçmede piyometre tüpleri haricinde yük kaybı problemleri da kullanılmaktadır. Yük kaybı probu filtre yatağı içerisinde iki yönlü diferansiyel basıncın ölçülmesi ve kaydedilmesi prensibine göre çalışmaktadır. Yük kaybı probu filtre yatağı üzerinde, iç kısmında ve altında kalan noktalarda basınçları ölçmek için yerleştirilmektedir. Çift veya karışık malzemeli yataklarda filtre malzemesinin

bağımsız tabakaları içinde yük kaybının ölçümü yumak gideriminin olduğu yeri değerlendirmek için faydalıdır. Antrasit tabakasının altındaki kum tabakasında yük kaybındaki büyük artış antrasit tabakasından yumakların büyük bir kısmının geçtiğini, kum tabakasında ise yakalandığını göstermektedir. Bu senaryo daha büyük yumakların gelişiminin arıtma tesisi için daha iyi olacağını göstermektedir. Sonuçta filtrenin üst tabakasında daha çok yumak giderimi sağlanmaktadır. Filtre yüzey yükü artışı çalışma süresini kısaltmakta, filtrasyonu etkisiz kılmaktadır. Geri yıkamayla kum ve antrasit tabakaları için temiz yatak yük kaybı, çift tabakalı filtrenin her iki tabakasının da uygun yıkanıp yıkanmadığını belirlemek için ölçülmektedir.

3.2. Filtre Yük Kaybının Matematik Olarak İfadesi

Uzun yıllardır kimya ve inşaat mühendisleri filtre malzemesi özellikleri, permeabilitesi, çapı, porozitesi ve şekli arasındaki ilişkilere bağlı ve yük kaybını tahmin edebilen matematiksel ifadelerin geliştirilmesi ile ilgili çalışmalar yapmışlardır. Bu çalışmaların ilki Poiseuille (1841) tarafından gerçekleştirilmiştir. Poiseuille (1841) filtre yatağında çok sayıda yatak boyunca paralel ve düşey yönde doğrusal ilerleyen kapiler boşluğun bulunduğunu kabul etmiştir. Bu kabulden hareketle geliştirilen Poiseuille (1841) denklemi (denklem 3.1), her bir kapiler boşluktaki debinin hızından hareketle yük kaybını tahmin etmekte kullanılabilmektedir (Muslu, 1981; Trussell ve Chang, 1999):

$$\left[\frac{\Delta H}{L_{kapiler}} \right] = 32 * \left[\frac{\mu}{\rho * g} \right] * \frac{V_{kapiler}}{d_{kapiler}^2} \quad (3.1)$$

$V_{kapiler}$: Kapiler boşluktaki akışkanın hızı

$d_{kapiler}$: Kapiler boşluğun çapı

$L_{kapiler}$: Kapiler boşluğun uzunluğu (yatak yüksekliğine eşittir)

ΔH : Kapiler boşluktaki yük kaybı

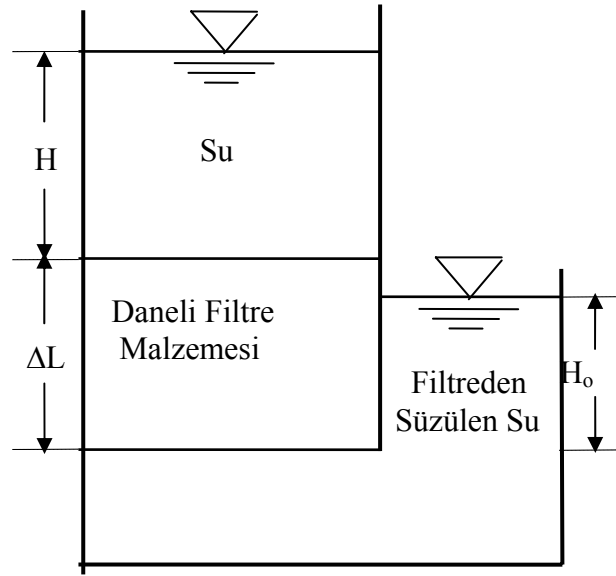
μ : Akışkanın viskozitesi

ρ : Akışkanın yoğunluğu

g : Yerçekimi ivmesi

Darcy (1856) Poiseuille ile paralelde arz edecek şekilde filtre yatağı (kum) boyunca akışın, kum yatak üzerindeki hidrolik yükü doğru ve yatak derinliği ile ters orantılı olduğunu belirtmiştir (**Trussell ve Chang, 1999**). Darcy (1856), Şekil 3.1'deki sistemden hareketle Denklem (3.2)'yi önermiştir:

$$Q = \frac{K * A}{\Delta L} [H + \Delta L - H_0] \quad (3.2)$$



Şekil 3.1: Filtrede yük kaybının belirlenmesi

- Q :Filtre yatağından geçmekte olan debi
- K :Kumun yapısına bağlı katsayı
- A :Filtre yatağının yüzey alanı
- ΔL :Filtre yatağının derinliği
- H :Filtre yatağı üzerindeki suyun yüksekliği
- H₀ :Filtre yatağı tabanına göre çıkış suyunun yüksekliği

Geleneksel yöntemle filtre yatağındaki yük kaybı aşağıdaki şekilde bulunmaktadır:

$$\Delta H = H + \Delta L - H_0 \quad (3.3)$$

Denklem 3.2, Denklem 3.3'e göre yeniden düzenlenirse Darcy denklemi,

$$\frac{Q}{A} = K * \left[\frac{\Delta H}{\Delta L} \right] \quad (3.4)$$

formuna girmektedir.

Gerçekte filtre yataklarında üniform çaplı ve düz ilerleyen kapiler boşluklar bulunmamaktadır. Bundan dolayı Poiseuille modelindeki çap ve akış hızı ancak yaklaşık bir fikir verebilmektedir.

Dupuit (1863) filtre yatağı boşluklarındaki ortalama hızı bulmak için aşağıdaki denklemi önermiştir (Trussell ve Chang, 1999):

$$V_{kapiler} = \frac{Vy}{\varepsilon} = \frac{\frac{Q}{A_{yatak}}}{\varepsilon} \quad (3.5)$$

Q : Filtre yatağından geçen toplam debi

A_{bed} : Filtre yatağının yüzey alanı

ε : Filtre yatağındaki boşluk

Vy :Yüzeysel hız

1923 yılında Schiller tarafından hidrolik yarıçap kavramı geliştirilmiştir. Boru içerisinde akışkanın hacmi ile temas yüzeyi arasındaki oran, yani akış alanının ıslak çevreye oranı olarak tanıtılan hidrolik yarıçap boru çapı yerine kullanılarak, dairesel olmayan bölgelerde akış belirli bir doğruluk derecesinde dairesel borulardaki ile düzeltilebilmektedir (Sakthivadivel ve diğ., 1972; Trussell ve Chang, 1999). Kozeny hidrolik yarıçapı, akışkan ve filtre malzemesinin yüzey alanına oranı olarak ifade etmiştir. Örnek olarak, spesifik yüzey (S_v), filtre malzemesi yüzey alanının filtre yatağındaki partiküllerin katı hacmine bölümü olarak tanımlanmıştır (Trussell ve Chang, 1999; Droste, 1997):

$$S_v = \frac{Yüzey Alanı}{Hacim} = \frac{Yüzey Alanı}{L_{yatak} * A_{yatak} * (1 - \varepsilon)} = \frac{A_p}{V_p} \quad (3.6)$$

A_p : Partikülün yüzey alanı

V_p : Partikülün hacmi

Partikül sayısını N , bir partikülün hacmini V_p ve yüzey alanını A_p olarak tanımlarsak, partiküllerin toplam hacmi (V_{tp}) ve toplam yüzey alanı (A_{tp}) aşağıdaki şekilde tanımlanabilir (Muslu, 1981; Droste, 1997; Weiner ve Matthews, 2003);

$$(V_{tp}) = N * V_p \quad (3.7)$$

$$(A_{tp}) = N * A_p \quad (3.8)$$

Filtre yatağındaki porozite (ε) kullanılarak akış için mevcut hacim hesaplanabilir:

$$\varepsilon = \frac{\text{boşluk hacmi}}{\text{filtre hacmi}} \quad (3.9)$$

$$1 - \varepsilon = \frac{\text{partiküllerin hacmi}}{\text{filtre hacmi}} \quad (3.10)$$

Denklem 3.7 denklem 3.10'da yerine konursa;

$$V = \frac{N * V_p}{1 - \varepsilon} \quad (3.11)$$

elde edilir. Yatak hacmi porozite ile çarpılırsa boşluk hacmi bulunur (denklem 3.12)

$$V_v = \frac{\varepsilon * N * V_p}{1 - \varepsilon} \quad (3.12)$$

V : Filtre yatağı hacmi

V_v : Boşluk hacmi

Boşlukların kapiler olduğu ve suyun bu kapiler boşluklardan taşındığı kabul edilirse, hidrolik yarıçap (R) aşağıdaki gibi tanımlanabilir (Droste, 1997; Trussell ve Chang, 1999; Weiner ve Matthews, 2003):

$$R = \frac{\text{Islak alan}}{\text{Islak çevre}} = \frac{\text{Boşluk Hacmi}}{\text{Dane Yüzey Alanı}} = \frac{\frac{\varepsilon * N * V_p}{1 - \varepsilon}}{N * A_p} = \left(\frac{\varepsilon}{1 - \varepsilon} \right) * \frac{V_p}{A_p} = \frac{\varepsilon}{S_v(1 - \varepsilon)} \quad (3.13)$$

Patiküllerin yüzey alanı ve hacmi partiküllerin küreselliği (ψ) ile ilişkilidir.

Küresel partiküller için;

$$\frac{V_p}{A_p} = \frac{d}{6} \quad (3.14)$$

Küresel olmayan partiküller için;

$$\frac{V_p}{A_p} = \psi * \frac{d}{6} \quad (3.15)$$

Dairesel borular için $R = \frac{\pi * D^2}{4 * \pi * D} = \frac{D}{4}$ olduğundan hareketle,

$$d_{kapiler} = \left[\frac{4}{S_v} \right] * \left[\frac{\varepsilon}{(1 - \varepsilon)} \right] \quad (3.16)$$

denklemini elde edilir.

Denklem 3.1, 3.5 ve 3.16'nın birleşiminden yük kaybı için aşağıdaki ilişki bulunmaktadır:

$$\left[\frac{\Delta H}{\Delta L} \right] = 32 * \left[\frac{\mu}{\rho * g} \right] * \left[\left(\frac{S_v}{4} \right) * \left(\frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon} \right) \right]^2 * \left[\frac{V}{\varepsilon} \right] \quad (3.17)$$

Akışın filtre yatağı içerisinde yatak derinliği boyunca düz olmaktan ziyade dolambaçlı olarak devam etmekte olduğu düşünüldüğünde, bu durumu temsil eden bir katsayı (k_t) olmalıdır.

$$\left[\frac{\Delta H}{\Delta L} \right] = 2 * k_t * \left[\frac{\mu}{\rho * g} \right] * \left[\frac{(1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \right] * S_v^2 * V \quad (3.18)$$

Denklem (3.4) ile (3.18) incelendiğinde ikisinde aynı olduğu görülmektedir:

$$\left[\frac{1}{K} \right] = 2 * k_t * \left[\frac{\mu}{\rho * g} \right] * \left[\frac{(1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \right] * S_v^2 \quad (3.19)$$

Carman (1937), Kozeny (1927), Fair ile Hatch (1933) mevcut deneysel çalışmaları gözden geçirerek $2k_t$ değerinin yaklaşık olarak 5 civarında olduğunu ileri sürmüşlerdir (Trussell ve Chang, 1999);

$$\left[\frac{1}{K_{küre}} \right] = 180 * \left[\frac{\mu}{\rho * g} \right] * \left[\frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \right] * \left[\frac{1}{d_{küre}} \right]^2 \quad (3.20)$$

Nutting (1930), özgül geçirgenlik için akışkana ve filtre malzemesine bağlı aşağıdaki denklemi teklif etmiştir (Trussell ve Chang, 1999);

$$k = K * \frac{\mu}{\rho} \quad (3.21)$$

k :Nutting'in spesifik permabilitesi

K :Darcy katsayısı

μ :Akışkanın viskozitesi

ρ :Akışkanın yoğunluğu

Darcy katsayısının, akışkanın viskozitesi ile yoğunluğunun oranıyla çarpımı sonucu elde edilen Nutting Spesifik permabilitesi, permabilite üzerinde akışkan tipinin ve sıcaklığın etkilerini elimine ettiğinden daha güçlü bir model olmuştur. Wyckoff ve diğ. (1933) tarafından tanıtılan Nutting spesifik katsayısı, petrol ve yeraltı suyu hidrojeolojisinde yaygın olarak kullanılmaktadır (Trussell ve Chang, 1999).

Carman (1937), Darcy-Weisbach bağıntısından hareketle boşluklu malzemelerde akımın laminar olduğu kabulünü yaparak yük kaybını aşağıdaki şekilde tanımlamıştır (Droste, 1997; Weiner ve Matthews,2003).

$$h_l = f * \frac{L * v^2}{D * 2 * g} \quad (3.22)$$

h_l : Yük kaybı

L : Filtre yatak yüksekliği

f : Sürtünme faktörü

D : Boru çapı

v : Su hızı

Denklem 3.22’de, Çap (D) yerine hidrolik yarıçap (R) da kullanılabilir. Bu durumda

$$h_l = f * \frac{L * v^2}{8 * g * R} \quad (3.23)$$

elde edilmektedir.

R yerine küresel olmayan partiküller için 3.13 ve 3.15’in birleşimi konursa;

$$\frac{h_l}{L} = f * \frac{3 * v^2 * (1 - \varepsilon)}{4 * g * \psi * d * \varepsilon} \quad (3.24)$$

bağıntısına ulaşılmaktadır.

v : filtre boşluğundaki ortalama hız

Nihai denklemde filtre yüzey alanı ile ilgili yüzeysel hız kullanılmalıdır. Yüzeysel hız yüzey yükleme oranını ifade etmektir.

$$v_s = \frac{Q}{A_s} \quad (3.25)$$

$$v_s = \varepsilon * v \quad (3.26)$$

Q : Debi

v : filtrenin yüzey alanı

Sonuçta Carman-Kozeny denklemi aşağıdaki şekle girmektedir (Droste, 1997):

$$\frac{h_l}{L} = f * \frac{3 * v_s^2 * (1 - e)}{4 * g * \psi * d * e^3} = f_f * \left(\frac{1 - e}{e^3} \right) * \frac{v_s^2}{\psi * d * g} \quad (3.27)$$

f_f : filtre sürtünme faktörü

f_f Reynold’s sayısının bir fonksiyonudur. Reynold’s sayısı küresel daneler için Denklem (3.28) den bulunabilir.

$$Re = \frac{\rho * v_s * d}{\mu} \quad (3.28)$$

Küresel olmayan partiküller için Reynolds sayısı;

$$Re = \frac{\rho * v_s * \psi * d}{\mu} \quad (3.29)$$

şeklinde hesaplanabilir.

Carman-Kozeny Denklemi (3.27) üniform filtre yatakları ve laminar akım için geçerlidir. Fair and Hatch (1933) üniform olmayan filtre yatakları için yük kaybını veren (3.30) denklemini geliştirmişlerdir.

$$h = \frac{36}{\psi^2} * k * v * \frac{(1-\varepsilon)^2}{e^3} * L * \frac{V_s}{g} * \sum_{i=1}^n \frac{X_i}{d_i} \quad (3.30)$$

X_i : Elek analizi sonunda partiküllerin kütle fraksiyonu

d_i : Ortalama partikül çapı

k : Sürtünme faktörü

Rose (1945) laminar akışta üniform küresel veya küresele yakın partiküller için geçerli bir denklem önermiştir.

$$h = \frac{1,067}{\psi} * C_d * \frac{1}{\varepsilon^4} * \frac{L}{d} * \frac{V_s^2}{g} \quad (3.31)$$

C_d : Sürtünme katsayısı

Ergun (1952), Denklem 3.27'deki sürtünme katsayısını (f_f) Denklem (3.32)'deki gibi Reynolds sayısına bağlı olarak tanımlamıştır.

$$f_f = 150 * \frac{(1-e)}{Re} + k \quad (3.32)$$

k : sabit

Ergun k'yı 1.75 olarak bulmuştur. Ergun (1952), tarafından Laminer ve geçiş bölgesinde geçerli olan Denklem (3.33) önerilmiştir.

$$\frac{h_l}{L} = \frac{150 * \mu}{\rho * g} * \frac{(1-e)^2}{e^3} * \frac{v_s}{(\psi * d)^2} + k * \frac{1-e}{e^3} * \frac{v_s^2}{\psi * d * g} \quad (3.33)$$

Çok malzemeli filtrelerde porozite filtre malzemesine göre farklılık gösteriyorsa yukarıdaki denklem her bir filtre malzemesi için ayrı ayrı uygulanır. Başlangıç yük kaybı filtre malzemesinin çap dağılımı göz önünde tutularak belirlenebilir. Partiküllerin her bir ebadının ağırlıkça yüzdesi bilinmelidir. Filtre malzemesi ortalama çaptaki (d_i) partiküllerin ağırlıklarıyla (x_i) orantılı olarak fraksiyonlarına ayrılabilir.

$$\sum x_i = 1.0 \quad (3.34)$$

Filtre yatağı (L) boyunca porozitenin aynı olduğu kabul edilirse, d_i çaplı partiküllerin yüksekliği (l_i) aşağıdaki denklemle ifade edilebilir:

$$l_i = x_i * L \quad (3.35)$$

Filtre malzemesi çapındaki değişim sebebiyle her bir l_i derinliğinde yük kaybı ve sürtünme faktörü değişecektir. Bu değişim;

$$h_{Li} = \left(\frac{1-e}{e^3} \right) * \frac{v_s^2}{\psi * g} * f_{fi} * \frac{l_i}{d_i} \quad (3.36)$$

şeklinde gösterilmiştir.

h_{Li} : i'inci tabakadaki yük kaybı

f_f bir sabittir. x_i ve d_i arasındaki ilişki;

$$h_L = \left(\frac{1-e}{e^3} \right) * \frac{v_s^2}{\psi * g} * L * f_{fi} * \int_0^1 \frac{dx}{d} \quad (3.37)$$

şeklinde verilebilir.

Araştırmacılar genellikle Kozeny veya Kozeny-Carman denklemini temel alarak temiz, daneli ve boşluklu ortamlar için yük kaybı denklemleri önermişlerdir (**Sakthivadivel et al., 1972**). Önerilen denklemler birbirinden farklıdır. Çünkü her araştırmacı tasarladığı deneysel sonuçları açıklayan denklemler oluşturmuştur. Bazı araştırmacılar tarafından Kozeny-Carman denklemi esas alınarak oluşturulan yük kaybı denklemleri **Sakthivadivel ve diğ. (1972)** tarafından Tablo 3.1'deki gibi özetlenmiştir.

Tablo 3.1: Bazı araştırmacılar tarafından geliştirilen yük kaybı denklemleri

Araştırmacı		Önerilen denklem
Deb (1969)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = \left(\frac{S'_0}{S_0}\right)^2 * \left(\frac{K'_0}{K_0}\right) * \left(\frac{L'_e}{L}\right)^2 * \left(\frac{L}{L_e}\right)^2 * \frac{\varepsilon^3}{(\varepsilon - \tau)^3}$
	Açıklama	$\left(\frac{S'_0}{S_0}\right)^2 * \left(\frac{K'_0}{K_0}\right) * \left(\frac{L'_e}{L}\right)^2 * \left(\frac{L}{L_e}\right)^2$, $\frac{j * \Psi^2}{j_0 * \Psi_0^2}$ şeklinde gösterilmiş ve $j_0 * \Psi_0^2$ filtre malzemesinin özellikleri olarak adlandırılmıştır.
Deb (1969)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = [1 + G * (1 - 10 - K)] * \left[\frac{e}{e - \tau}\right]^3$
	Açıklama	G=3.2, K= 13.3 ve G ile K ampirik sabitlerdir.
Mohanka (1969)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = \left(1 + p * \frac{\tau}{e}\right)^2 * \left(1 - \frac{\tau}{e}\right)^{-1}$
	Açıklama	p yüzey alanına bağlıdır ve Mackrle'nin matematik modellinden türetilmiştir.
Mohanka (1969)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = 1 + \frac{\tau}{e} * (2p + 1) + \frac{\tau^2}{e^2} * (1 + p)^2 + \frac{\tau^3}{e^3} * (p + 1)^3$
	Açıklama	Yukarıdaki denklemin basitleştirilmiş halidir.
Mackrle (1965)		$\frac{H}{H_0} = \left(1 + \frac{p * \tau}{e}\right)^3 * \left(1 - \frac{\tau}{e}\right)^{-1}$

Camp (1964)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = \frac{(1-e+\tau)^2}{(1-e)^2} * \frac{e^3}{(e-\tau)^3} * \left[\frac{1}{\sqrt{3 * (1-e) + \frac{1}{4} + \frac{\tau}{3 * (1-e)} + \frac{1}{2}}} \right]$
	Açıklama	Kozeny-Carman denklemini temel almıştır. $\left(\frac{K'_0}{K_0} \right) * \left(\frac{L'_e}{L} \right)^2 * \left(\frac{L}{L_e} \right)$ oranını sabit ve 1 olarak kabul etmiştir.
Sakthivadivel (1966)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = \frac{(1-e+\tau)^2}{(e-\tau)^3} * \frac{e^3}{(1-e)^2} * \frac{1}{\xi^2}$
	Açıklama	Bu çalışmada yalnızca porozite dikkate alınmıştır. Diğer bütün değişkenler ξ ile gösterilmiştir. $\xi^2 = \left(\frac{S'_0}{S_0} \right)^2 * \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) * \left(\frac{L'_e}{L} \right)^2 * \left(\frac{L}{L_e} \right)^2$
Shekhtman (1961)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = \frac{1}{\left(1 - \sqrt{1 - \left(\frac{e-\tau}{e} \right)} \right)^3}$
	Açıklama	$\left(\frac{S'_0}{S_0} \right)^2 * \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) * \left(\frac{L'_e}{L} \right)^2 * \left(\frac{L}{L_e} \right)^2$ değişkenleri sabit ve 1 olarak kabul edilmiştir. Yalnızca porozite dikkate alınmıştır.
Ives (1960)	Denklem	$\frac{H}{H_0} = \left(\frac{K'_0}{K_0} \right) * \left(\frac{r_1}{r_0} \right) * \frac{(1-e+\tau)^2 * e^3}{(e-\tau)^3 * (1-e)^2}$
	Açıklama	$r_1 = \frac{\text{alan}}{\text{kaplanmış filtre danelerinin hacim oranı}}$

Deb (1969) çalışmalarında birikimin danecik etrafında üniform bir şekilde olduğunu kabul ederek denklem geliştirmiştir. Ives (1960) Kozeny-Carmen denklemindeki sabitin deneysel olarak bulunabileceğini göstermektedir. Mackrle (1965) filtre yatağı hacmi başına yüzey alanındaki değişimi matematiksel olarak modellemiştir. Mohanka (1969) çalışmasında K sabitinin değişmediğini kabul ederek, yalnızca yüzey alanı ve porozite değişimini dikkate alarak denklem geliştirmiştir. Sakthivadivel (1966) ve Shekhtman (1961) yatak içerisinde porozite değişimini dikkate almış ve diğer değişkenleri bir sabit olarak kabul etmişlerdir.

Bu noktaya kadar oluşturulan denklemler tamamıyla temiz filtre yük kaybını bulmaya yöneliktir. Başka bir deyişle mevcut filtre yük kaybı modelleri filtrenin başlangıç aşamasındaki yani temiz filtre yük kaybını tahmin etmektedir. Başlangıç yük kayıpları sınırlı bir kullanıma sahiptir.

Filtre giriş suyunda bulunan partikül ve kirleticilerin filtre malzemesi tarafından tutulması ile porozite azalmaktadır. Filtre yatağının herhangi bir noktasında ve herhangi bir zamanda poroziteyi bulmak oldukça zordur ve direkt poroziteyi veren bir yöntem ya da model mevcut değildir. Filtre çalışması süresi içerisinde herhangi bir zamanda porozite yerine zamanla biriken madde miktarının bulunması ile yük kaybı hesaplanabilir. Filtre yatağında biriken kirleticilerin konsantrasyonunun hesaplanması ile yük kaybı bulunmaktadır (**Bhargava ve Ojha, 1992; Weiner ve Matthews, 2003**). Sonuçta filtrede yük kaybı, temiz su yük kaybı ile filtrasyon sırasında ilaveten meydana gelen yük kaybının toplamından meydana gelmektedir. Bu matematik sembollerle şöyle ifade edilebilir:

$$h_t = h_0 + \sum \Delta h_t \quad (3.38)$$

h_t : t anında meydana gelen yük kaybı

h_0 : Temiz su yük kaybı = başlangıçtaki yük kaybı

Δh_t : t anında, filtre tabakalarında tutulan maddeler sebebiyle ilave olarak meydana gelen yük kaybı

Asılı katı maddeler sudan ayrılıp filtre içinde biriktikçe yük kayıpları da artmaktadır. Buna göre (i.) tabakada meydana gelen yük kaybı;

$$\Delta h_t = a.(\tau_t)_i^b \quad (3.39)$$

şeklindedir.

$(\tau_t)_i$: t anında i. tabakada biriken madde miktarı

a,b : Katsayılar

Böylece filtrede tutulan madde miktarından hareketle zamana bağlı olarak yük kaybını hesaplamak mümkün olmaktadır.

Bhargava ve Ojha (1992) tarafından filtre çalışmasının herhangi bir anında filtrede poroziteyi bulmaya yardımcı olacak bir denklem geliştirilmiştir (denklem 3.40).

$$\varepsilon_{t_p} = \varepsilon_{0-r} - \beta * \left[\frac{v * C_o}{L_r - L_{r-1}} * \left\{ \left(\frac{C_u}{C_0} \right) \frac{\sum_{i=1}^{r-1} X_i * \varepsilon_i}{\sum_{i=1}^n X_i * \varepsilon_i} - \left(\frac{C_u}{C_0} \right) \frac{\sum_{i=1}^r X_i * \varepsilon_i}{\sum_{i=1}^n X_i * \varepsilon_i} \right\} * t_p \right] \quad (3.40)$$

ε_{t_p} : t_p anındaki porozite

ε_{0-r} : Kalan porozite oranı

β : Hacim faktörü

v : Hız

L_r : r 'inci filtre tabakasının derinliği

C_u : Filtre çıkışındaki nihai bulanıklık

C_o : Filtre girişindeki bulanıklık

X_i : i 'inci filtre tabakasının kalınlığı

ε_i : i 'inci filtre tabakasının porozitesi

r : r 'inci filtre tabakası

t_p : Filtre çalışma süresi

Filtre giriş ve çıkış bulanıklık değerleri ile filtre tabakalarına bağlı olarak zamanla porozitenin bulunması, oluşabilecek yük kayıplarının hesaplanmasına imkan vermektedir. Denklemlerin daha da sadeleştirilerek uygun formüller oluşturulmasına ihtiyaç olduğu da denklem 3.40'a bakıldığında görülmektedir.

Denklem 3.40'da da partikül boyutunun yük kaybına etkisini içeren bir ifade bulunmamaktadır. Yük kaybı artışına katkıda bulunan mikroskobik ve makroskobik etkiler gibi iki temel mekanizma bulunmaktadır. Mikroskobik etkiler filtre malzemesinin yüzeyinde partiküllerin tutulması gibi değişiklikleri göstermektedir. Bu tutulan partiküller filtre yüzeyinin pürüzlülüğünü etkili bir şekilde değiştirmektedir. Bu sürtünme kuvvetinin artmasına dolayısıyla yük kaybı artışına sebep olmaktadır. Küçük partiküller üzerindeki sürtünme kuvveti düşüktür. Fakat partikül küçüldükçe sayısı artmaktadır. Artan sayının büyük partikül olması durumuna göre daha fazla bir sürtünme kuvveti oluşturur. Sonuçta küçük partiküller daha büyük yük kayıpları oluşturmaktadır (Mackie ve diğ., 2000).

Makroskobik etkiler boşlukların tıkanması ile filtrenin genel tıkanmasını göstermektedir. İlk aşamalarda mikroskobik etkiler baskın olmaktadır, fakat filtrasyon işlemi devam ettikçe makroskobik etkilerin öneminin arttığı kabul edilmektedir. Önemli parametrelerden biri depozit porozitesidir. Bunu doğru bir şekilde ölçmek imkânsızdır. Bununla birlikte, bu değer hiçbir zaman sabit değildir. Bu değer depozitin partikül çapına bağlıdır. Böylece, zamanla ve derinlikle değişmektedir. Mikroskobik modelin temel prensibi depozit partiküllerinin üzerindeki sürtünme kuvvetinin yük kaybını artırmasıdır **(Mackie ve diğ., 2000)**.

4. MATERYAL VE METOD

4.1. Giriş

Sulardaki Fe(II) konsantrasyonu ile filtre yük kaybı arasındaki ilişkilerin araştırıldığı bu çalışmada laboratuvar ölçekli filtrasyon kolonları kullanılmıştır. 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L Fe(II) konsantrasyonlarında 11.20 m³/m².saat (132 mL/dakika), 9.34 m³/m².saat 110 mL/dakika), 7.47 m³/m².saat (88 mL/dakika) ve 5.6 m³/m².saat (66 mL/dakika) filtre yükleme hızları (yüzeysel hidrolik yük) uygulanmıştır. Deneysel çalışma ile bazı işletme parametrelerinin filtre verimine ve yük kaybına etkileri incelenmiştir.

Çalışma dört farklı aşamadan oluşmaktadır. Birinci aşamada ters ozmos membranı ile üretilen su, ikinci aşamada musluk suyu, üçüncü aşamada hümik madde ilaveli deiyonize su kullanılmıştır. Dördüncü aşamada ise 5.0 mg/L demir konsantrasyonu sabit tutularak porozite artırılmış deiyonize ile musluk suyu için ayrı ayrı yukarıda bahsedilen 4 farklı yükleme hızı uygulanmıştır.

4.2 Kolon Çapının Seçilmesi

Deneysel çalışma sonuçlarının gerçek durumu yansıtması için kolon çapının seçimi çok önemlidir. Başka bir deyişle pilot tesis filtrasyon çalışmalarıyla elde edilen sonuçların tam ölçekli tesislere uygulanabilirliği önemlidir. **Lang ve diğ. (1993)** 5 farklı D/d (filtre iç çapı/filtre malzemesi çapı) oranı ve ilaveten tam ölçekli tesis çalışması yapmıştır. D/d ≥ 50 olan pilot ölçekli filtre kolon ile tam ölçekli tesisin bulanıklık, yük kaybı ve partikül sayıları arasında çok büyük farklılıklar olmadığı görülmüştür. D/d oranı (D/d=26) 50'nin altında olan kolon çalışmasında bir çalışmadan diğer bir çalışmaya geçildiğinde filtre çalışma sürelerinde önemli farklılık olduğu görülmüştür. Bu sebeple, pilot filtre kolonu çalışmalarında D/d oranının minimum 50 olması önerilmiştir.

Benzer şekilde **Darby ve Lawler (1990)** ile **Veerapaneni (1999)**, filtre kolonlarında D/d oranının en az 50 olması gerektiğini belirtmiştir.

Literatür bilgileri incelendiğinde 25 mm ve daha büyük çaplı filtre kolonlarında çalışma yapıldığı görülmektedir (**Veerapaneni, 1999**). Bu çalışmada filter kolon çapı olarak 30 mm seçilmiştir. Bu durumda 30 mm kolon çapı için kullanılacak kum çapı en fazla 0.60 mm olarak esas alınmalıdır.

4.3 Su Özellikleri

Çalışmada pilot ölçekli ters ozmoz membran tesisinden (Şekil 4.1) 30 bar basınç altında üretilen deiyonize su ile musluk suyu kullanılmıştır. Kullanılan ters ozmoz membranı Fluid Systems firmasının TFC-SW markasıdır. Ters ozmoz membranı musluk suyundan deiyonize su üretmiştir. Deiyonize suyunun katyon ve anyonları Tablo 4.1’de görülmektedir. Anyon ve katyon ölçümü İTÜ Çevre Mühendisliği Labotuarında bulunan DIONEX ICS-1500 marka iyon kromatograf ile gerçekleştirilmiştir.

Tablo 4.1: Ters ozmoz ile üretilen deiyonize suyunun anyon ve katyon konsantrasyonları

Katyonlar		Anyonlar	
Türü	Konsantrasyon (mg/L)	Türü	Konsantrasyon (mg/L)
Sodyum	3.91	Florür	0,11
Amonyum	0.13	Klorür	1,48
Potasyum	0.79	Nitrat	0,03
Magnezyum	1.03	Sülfat	0,58
Kalsiyum	5.92		

Deiyonize suyun pH değeri 5.40-5.60, çözünmüş oksijen konsantrasyonu 9.5-11.0 mg/L, alkalitesi 15-20 mg/L CaCO₃ eşdeğeri ve TOC (toplam organik karbon) değeri < 0.3 mg/L arasında değişmektedir.



Şekil.4.1: Pilot ölçekli ters osmoz tesisi

Musluk suyuna ait anyon ve katyon değerleri Tablo 4.2’de verilmiştir. Deiyonize suyun pH değeri 7.0-7.4, çözülmüş oksijen konsantrasyonu 9.5-11.0 mg/L, alkalitesi 80-110 mg/L CaCO_3 eşdeğeri, sertlik 120-160 mg/L CaCO_3 , TOC (toplam organik karbon) değeri 2.5-3.5 mg/L arasında değişmektedir.

Tablo 4.2 : Musluk suyunun anyon ve katyon konsantrasyonları

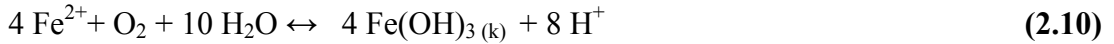
Katyonlar		Anyonlar	
Türü	Konsantrasyon (mg/L)	Türü	Konsantrasyon (mg/L)
Sodyum	21.24	Florür	0.09
Amonyum	0.32	Klorür	26.23
Potasyum	3.25	Nitrat	0.47
Magnezyum	8,00	Sülfat	35.32
Kalsiyum	54.42		

4.4. Alkalinite ve pH

Demirin hava ile oksidasyonunu Fe(II) konsantrasyonu, pH, alkalinite SO₄, HCO₃, silisik asit ve su sıcaklığı gibi parametreler etkilemektedir (**Zhang, 1997**). Alkalinite en önemli parametrelerden biridir. Çünkü oksidasyon sırasında pH demir konsantrasyonuna bağlı olarak azalmakta ve daha sonra oksidasyon tamamlandıkça yükselmektedir. Bu değişimin büyük ya da küçük olması ise tampon görevi gören alkaliniteye bağlıdır.

Robinson (1998) altı farklı bölgedeki artıma tesisleri üzerinde yapmış olduğu incelemelerde demirin okside olması için gerekli alkalinitenin pH'ya bağlı olduğunu gözlemlemiştir. 50 mg/L alkalinitenin pH 7.3 ve üzerinde, 120 mg/L alkalinitenin de pH 6.6 ve üzerinde demiri okside etmek için yeterli olduğunu gözlemlemiştir. Bu çalışmanın demir oksidasyonu kısmında alkalinite 150 mg/L olarak alınmıştır. Bu değer **Robinson (1998)** tarafından yapılan gözlemlere göre oksidasyon için oldukça emniyetlidir.

4.5 Oksidasyon



Denklem 2.10'da görüldüğü üzere, Fe(II) bir elektron vererek Fe(III)'e yükseltgenmektedir. Bu reaksiyonda Fe(II) elektron vererek oksitlenirken, oksijende elektron alarak indirgenir. Denklem 2.10'a göre bir oksijen molekülü dört elektron eşdeğeri demir ile reaksiyon vermektedir (**Sawyer, ve diğ., 1994**). Reaksiyon veren dört elektron eşdeğeri demirin ağırlığı 223.39 g'dır. Reaksiyon veren oksijen molekülünün ağırlığı da 31.999 g'dır. Sonuçta reaksiyon oranı 0.1432 (31.999/223.39) dir. Bu 1 mg/L demir için 0.1432 mg/L oksijenin gerekli olduğunu göstermektedir.

Hava ile demirin oksidasyonunun %100 gerçekleşmesi için pH en az 7.2 olmalıdır. Demir oksidasyonu için gerekli olan teorik oksijen miktarı aşağıda verilen formül ile de hesaplanabilir:

$$\text{Gerekli teorik oksijen ihtiyacı} = X \cdot \text{Fe} + \text{Ro}$$

X : Demir reaksiyon faktörü (0.1432)

Fe : Demir konsantrasyonu

Ro : Nihai oksijen bakiyesi

20 °C’de havanın yoğunluğu 1.2047 g/L’dir. 20 °C ve 1 atmosfer basınç altında havanın %20.95’ini oksijen oluşturmaktadır. Sonuçta bir litre havada 252,4 mg (1.2047*0.2095) oksijen bulunmaktadır.

Çalışmada hava debisini kontrol edebilmek için 0.2-1.2 L hava/dakika kapasiteli Dwyer marka rotametre kullanılmıştır. Hava, laboratuarda bulunan basınç hattından temin edilmiştir. Havanın tankta dağıtımı ise Unistar marka 90 cm uzunluğunda esnek difüzörle yapılmıştır (Şekil 4.2). Demir konsantrasyonlarına göre farklı hava debileri ve temas süreleri uygulanmıştır. Çalışmada uygulanan hava debileri ve temas süreleri Tablo 4.3’de görülmektedir.



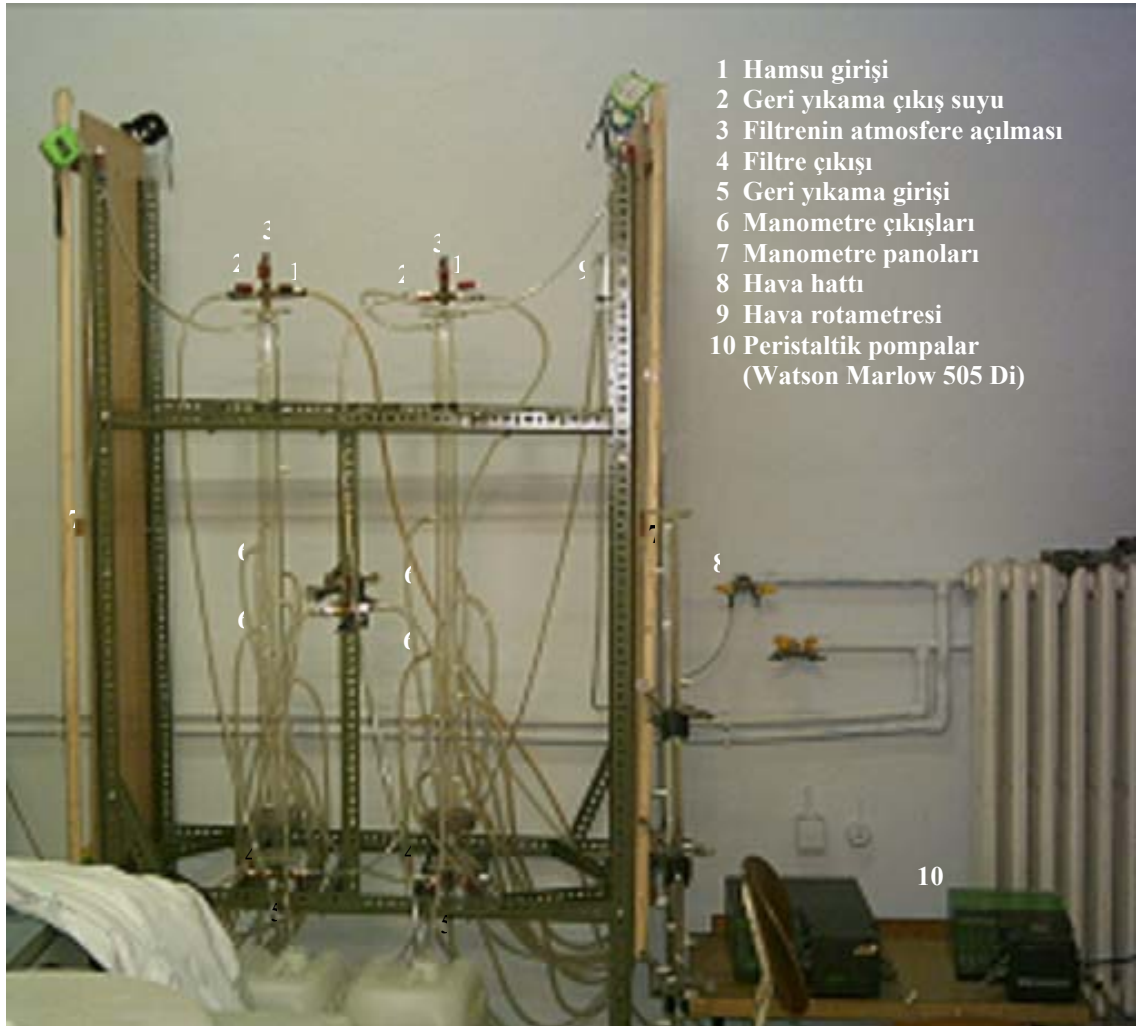
Şekil 4.2: Unistar marka 90 cm uzunluğunda difüzörün görünümü

Tablo 4.3: Demir konsantrasyonuna göre uygulanan hava debileri ve temas süreleri

Demir konsantrasyonu (mg/L)	Hava Debisi (L/dakika)	Temas süresi (dakika)
5.00	0.8	30
2.50	0.4	30
1.00	0.2	30
0.50	0.2	15

4.6. Deneysel Düzeneğin Kurulması

Çalışmada kullanılan deney düzeneği Şekil 4.3’de görülmektedir.



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Şekil 4.3: Filtre kolonu dizaynı

Şekil 4.3-a'da laboratuvar ölçekli tesisin genel görünümü yer almaktadır. Şekil 4.3 b'de tankta çözeltilerin sabit hızda karışmasını sağlamada kullanılan Siemens marka frekans konvektörleri, Şekil 4.c'de çözeltini hazırlandığı ve oksidasyonun gerçekleştirildiği tank ve karıştırıcı, Şekil 4.d'de çıkış yapısında filtre malzemesinin kaçmasını önleyen ve geri yıkamada suyun homojen dağılmasını sağlayan ortasında 100 µm çaplı elek bulunan flanşlar arasına yerleştirilen conta sistemi görülmektedir. Şekil 4-e'de manometre panosu ve Şekil 4-f'de filtreden geçen suyun çıkış yapısı görülmektedir.

80 L musluk ya da deiyonize su Şekil 4-c'de görülen tanka doldurulmaktadır. Tanka doldurulan suyun alkalinite ve pH ayarlaması yapıldıktan sonra Şekil 4.2'de görülen difüzör sistemi kullanılarak havalandırma ile demir oksidasyonu yapılmakta, hava Şekil 4.3'a da görülen hava hattından temin edilmekte ve hava debisi Dwyer marka rota metre ile kontrol edilmektedir.

Havalandırmadan sonra Şekil 4.3-a da görülen Watson Marlow marka prestalitik pompalar ile filtrelelere verilmektedir. Filtrenin üst kısmında üç adet vana bulunmaktadır. 1 nolu vana filtreye hamsu girişini, 2 nolu vana geri yıkama suyunun filtreden ayrılmasını sağlamaktadır. 3 nolu vana ise sistemin basınçlı çalışması durumunda kapalı, yerçekimi ile çalışması durumunda açık olmaktadır. Filtrede çeşitli yüksekliklerde manometre hatları monte edilmiştir. Manometreler bağlı olduğu noktadaki su basıncını göstermektedir. Bunlar filtre yatağı içerisinde zamanla kirleticilerin hangi tabakada yoğun olduğunu anlama açısından önemlidir.

Filtrenin çıkış yapısında 4 nolu vana arıtılmış su çıkışı, 5 nolu vanada geri yıkama suyu girişi için kullanılmaktadır. Filtre çıkış yapısı ile geri yıkamada ani basınç değişimlerinin dengeli bir şekilde filtre malzemesine etkisi olması için yaklaşık 7 cm olarak yapılmıştır. Bu kısım geri yıkamada dengeleme, normal çalışma sırasında da negatif basıncı önlemede etkili olmaktadır.

4.7. Çözeltilerin Hazırlanması ve Sistemin İşletimi

Bölüm 4.3'de özellikleri verilen deiyonize su ile musluk suyu 100 litrelik silindirik depolama tankına doldurulmuştur. Suların alkaliniteleri ölçülerek 150 mg/L CaCO₃ alkalinite değerine ayarlanmıştır. Alkalinitenin 150 mg/L CaCO₃ değerine artırılması

için alkalinite eşdeğeri kadar Na_2CO_3 (k) ilave edilmiştir. İlave sonrası pH 10'un üzerine çıkmaktadır. Oksidasyona başlamak için $\text{pH} = 7$ seçilmiştir. Bu sebeple, yükselen $\text{pH} = 7$ değerine düşene dek ortama karbondioksit verilmiştir.

$\text{pH} = 7$ 'ye ayarlandıktan sonra suyun sıcaklığı ölçülerek istenilen demir konsantrasyonu eşdeğeri kadar $(\text{FeSO}_4(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$ tanka ilave edilmiştir. $(\text{FeSO}_4(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$ 60 devir/dakika karşım hızıyla karıştırılmıştır.

Alkalinitesi ve pH ayarı yapılmış deiyonize suya 5 mg/L eşdeğerinde ACROS marka hümik asit (sodyum tuzu) ilave edilmiştir. Hümik asit ile su 1 saat süreyle 60 devir/dak hızla karıştırılmıştır. Bir saat sonra $(\text{FeSO}_4(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O})$ ilave edilerek tanka hava verilmeye başlanmıştır.

Farklı konsantrasyon ve debi çalışmalarına geçmeden önce filtreler geri yıkanmış, sonra yaklaşık bir saat süreyle H_2SO_4 ilave edilerek pH'sı 2'nin altına düşürülmüş su içerisinde bekletilmiştir. Böylece filtre malzemesi veya cidarlarına yapışmış olan partiküler demirin çözülmesi sağlanmıştır. Daha sonra düşük pH'lı su tahliye edilmiştir. Filtre yatağında kalan asit kalıntılarını en aza indirgemek için filtrenin giriş ve çıkışında aynı pH elde edilene kadar filtre geri yıkanmıştır. Geri yıkamalar deiyonize su çalışmalarında deiyonize su, musluk suyu çalışmalarında musluk suyu ile yapılmıştır.

4. 8. Numunelerin Alınması

Tanka hava verilmesi devam ederken her 5 dakikada bir tankdaki pH değeri llmştir. Tanka hava verilmesi kesildiğinde istenilen yükleme hızlarında su filtrelele verilmiştir. Çalışma ilk başlandığı anda tankdan toplam ve $0.45 \mu\text{m}$ 'den szlmş demir numuneleri ile bulanıklık numunesi alınmıştır. Bulanıklık numunesi herhangi bir çökelme olmaması için bekletilmeden okunmuştur. Demir numunelerine birkaç damla nitrik asit ilave edilmiştir.

Filtrelere su verilme periyodunun ilk 5 dakikasında yük kayıpları okunmuştur. İlk 30 dakika sonunda tankdan Fe^{2+} ve bulanıklık, filtre çıkışlarından toplam demir, Fe^{2+} ve bulanıklık numuneleri alınmıştır. Aynı zamanda yük kaybı okumaları yapılmıştır.

Benzer şekilde filtrelere su verilme periyodunun 90, 150, 270, 390 ve 480 dakikalarında numunler alınmıştır.

4.9. Optimum Kum Çapının Belirlenmesi

İSKİ Kağıthane İçmesuyu Arıtma Tesisinden temin edilen silisli kumlar 0.850, 0.701, 0.600, 0.590 ve 0.42 mm çaplı ASTM elekleri kullanılarak elenmiştir. Eleme işlemi 350 gr kumun 5 dakika elenmesi usulüne göre yapılmıştır (Cleasby, 1973).

150 mg/L CaCO₃ eşdeğeri alkalinite ihtiva eden deiyonize suya 5.0 mg/L Fe(II) ilave edilmiştir. Oksidasyonun gerçekleşmesi için difüzör vasıtasıyla tanka 30 dakika süreyle 0.8 mL/dakika debide hava verilmiştir. Tanktaki su gerek oksidasyon sırasında, gerekse hava verilmesi durdurulduktan sonra 60 devir/dakika hızla karıştırılmıştır. Tanka hava verilmesi kesildikten sonra Şekil 4.3-a'da görülen 30 mm iç çaplı filtre kolonuna 88 mL/dakika filtre yükleme hızı uygulanmıştır.

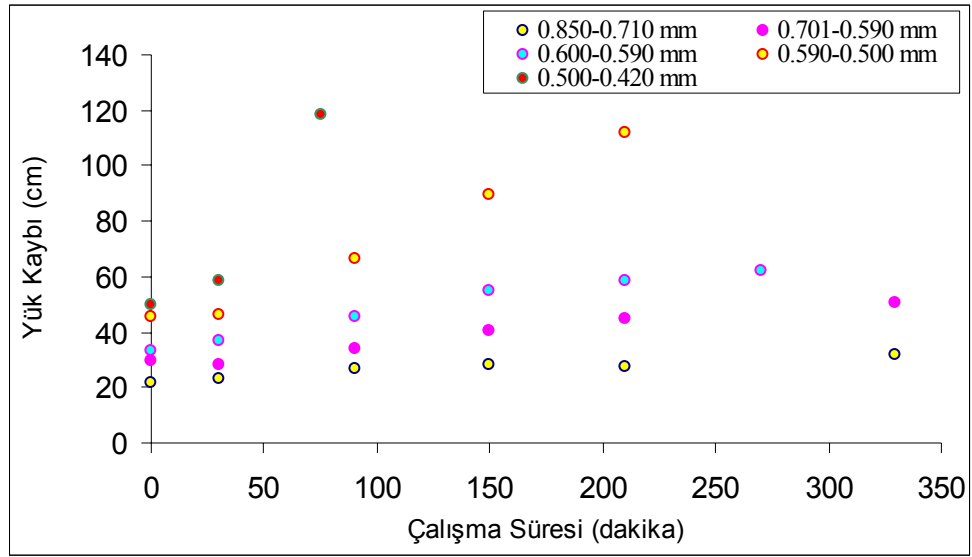
Kolonun tabandan itibaren 5 cm'lik kısmı 1.2-2.38 mm arasında kalan çakıl ile doldurulmuştur. 0.850-0.701, 0.701-0.590, 0.600-0.590, 0.590-0.500 ve 0.500-0.420 mm arasında kalan kumlar filtre kolonunda 40 cm (5+35) yüksekliğine ulaşana dek ilave edilmiştir.

Tanka hava verilmesi kesildikten sonra yani filtrelere besleme yapılmaya başlandığı an tanklardan alınan numuneler 0.45 µm membran filtreden geçirilmiştir. Demir konsantrasyonu ölçümleri neticesinde % 97.3 ile % 98,9 arasında oksidasyonun gerçekleştiği Tablo 4.4'de görülmektedir.

Tablo 4.4: Filtreye su beslemesi yapılmaya başlandığı anda tankta gerçekleşen demir oksidasyon oranı

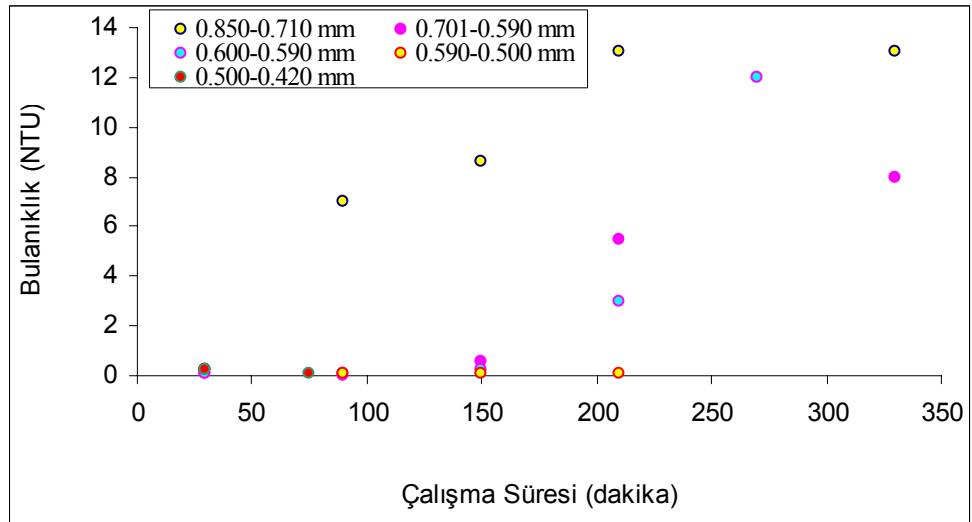
Kum aralığı (mm)	0.850-0.701	0.701-0.590	0.600-0.590	0.590-0.500	0.500-0.420
Fe ⁺² Konsantrasyonu (mg/L)	0,055	0,055	0,132	0,135	0,135
Oksidasyon Verimi (%)	98,9	98,9	97,36	97,3	97,3

Şekil 4.4'de görüldüğü üzere 0.850-0.701, 0.701-0.590 ve 0.600-0.590 aralığındaki kumlarla yapılan çalışmalarda oluşan yük kaybı 0.590-0.500 ve 0.500-0.420 aralığındaki kumlara göre çok daha düşüktür.



Şekil 4.4: Beş farklı kum aralığında oluşan yük kaybı (5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47m/saat filtre hızı)

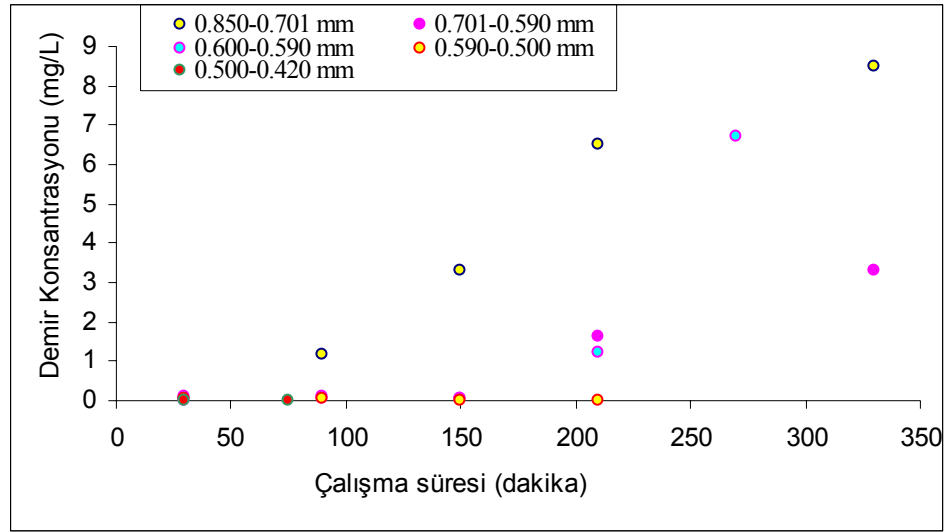
Bulanıklık değeri dikkate alındığında yalnız 0.590-0.500 ve 0.500-0.420 mm aralığındaki kumlarda zamanla artış olmamıştır (Şekil 4.5).



Şekil 4.5: Beş farklı kum aralığında oluşan bulanıklık (5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47m/saat filtre hızı)

0.590-0.500 ve 0.500-0.420 mm aralığındaki kumlar için yük kaybı, bulanıklık ve çalışma süresi dikkate alındığında, 0.500-0.420 mm aralığındaki kumlarla yapılan çalışma süresi daha az dolayısıyla yük kaybı oluşumu daha hızlı olmakta, sonuç olarak filtre daha kısa bir sürede tıkanmaktadır. Buna karşılık demir

konsantrasyonlarına bakıldığında (Şekil 4.6) bulanıklıkla bir paralellik olduğu görülmektedir.



Şekil 4.6: Beş farklı kum aralığında filtre çıkışındaki toplam demir konsantrasyonu (5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47m/saat filtre hızı)

Şekil 4.4, 4.5 ve 4.6 incelendiğinde 0.850-0.701, 0.701-0.590 ve 0.600-0.590 kum aralığındaki çalışmalarda yük kaybı çok az oluşmasına rağmen zamanla filtre çıkışında demir konsantrasyonu ve bulanıklığının arttığı görülmektedir. Filtre çıkışında yüksek toplam demir konsantrasyonu 0.850-0.701 için 30-90 dakika, 0.701-0.590 ve 0.600-0.590 için 150-210 dakika aralığında olduğu görülmektedir. Buna mukabil, 0.590-0.500 aralığında ise 210 dakika çalışma süresince demir konsantrasyonu 0.2 mg/L değerinin çok altında kalmıştır. Yük kaybı ise diğer yukarıda belirtilen 3 kum aralığına göre daha fazla olmuştur. 0.500-0.420 kum aralığında ise ancak 75 dakika çalışma yapılabilmiştir. Bu süre içerisinde filtre çıkışında ölçülen demir konsantrasyonu 0.2 µg/L'nin altında kalmıştır.

Bulanıklık değerleri çıkış toplam demir konsantrasyonu ile benzerlik göstermektedir. Sonuçta, üretilen su miktarı, oluşan yük kaybı ve su kalitesi arasında bir ilişki düşünüldüğünde çıkışta demir konsantrasyonun 0.2 mg/L'nin altında kaldığı en uzun çalışma 0.590-0.500 mm aralığındaki kumda gerçekleştirilmiştir. Dolayısıyla standartlara uygun en fazla su üretimi bu aralıkta olmuştur. Diğerlerinde yük kaybı düşük olmasına rağmen filtre çıkışında demir konsantrasyonu 0.2 mg/L'den daha yüksek olmuştur. Bu durumda su kalitesi daha iyi olan alternatifin seçilmesi uygun olmaktadır.

0.590-0.500 mm kum aralığı Bölüm 4.2’de belirtilen D/d oranının 50’den büyük olduğu durumu göstermektedir. Yapılan ön çalışma neticesinde uygun filtre kumu çapının 0.590-0.500 mm kum aralığının çalışmalar için uygun olduğu sonucuna ulaşılmıştır.

4.10. Çalışmada Kullanılan Kumun Özellikleri

4.10.1. Kum yoğunluğunun bulunması

Filtre malzemesi yoğunluğu, belirli su sıcaklığında geri yıkamada istenilen genleşmeyi sağlamak için gerekli olan debiyi belirlemede önemli bir parametredir. Ayrıca, geri yıkamadan sonra filtre malzemesinin çökelme hızını etkileyen en önemli parametrelerden biridir (**Logsdon ve diğ., 2002**).

Saf suyla temizlenip 105 °C’de kurutulan 50 veya 100 ml’lik piknometre şişelerinde, suyun filtre malzemesi ile yer değiştirmesi prensibine göre yoğunluk ölçümü yapılmıştır. Yoğunluğu belirlenecek numune deneyden önce 2 saat süreyle 110 °C ± 5°C’de bekletilmiştir. Yoğunluk ölçümü sırasında cam piknometre şişesinin cidarlarına kum danelerinin yapışmadığı ve filtre malzemesi arasında hava kabarcıkları kalmadığı gözlemlendikten sonra tartımlar yapılarak hesaplama işlemine geçilmiştir. Piknometrede filtre malzemesinin su ile yer değiştirmesi prensibine göre yoğunluk ölçümü **Cleasby (1973)** tarafından belirlenen 13 adımlı yöntemle yapılmıştır. Yoğunluk ölçümü beş kez tekrarlanarak ortalaması alınmıştır. Ölçümler ve **Cleasby (1973)**’e göre yapılan hesaplamalar Tablo 4.5’de görülmektedir.

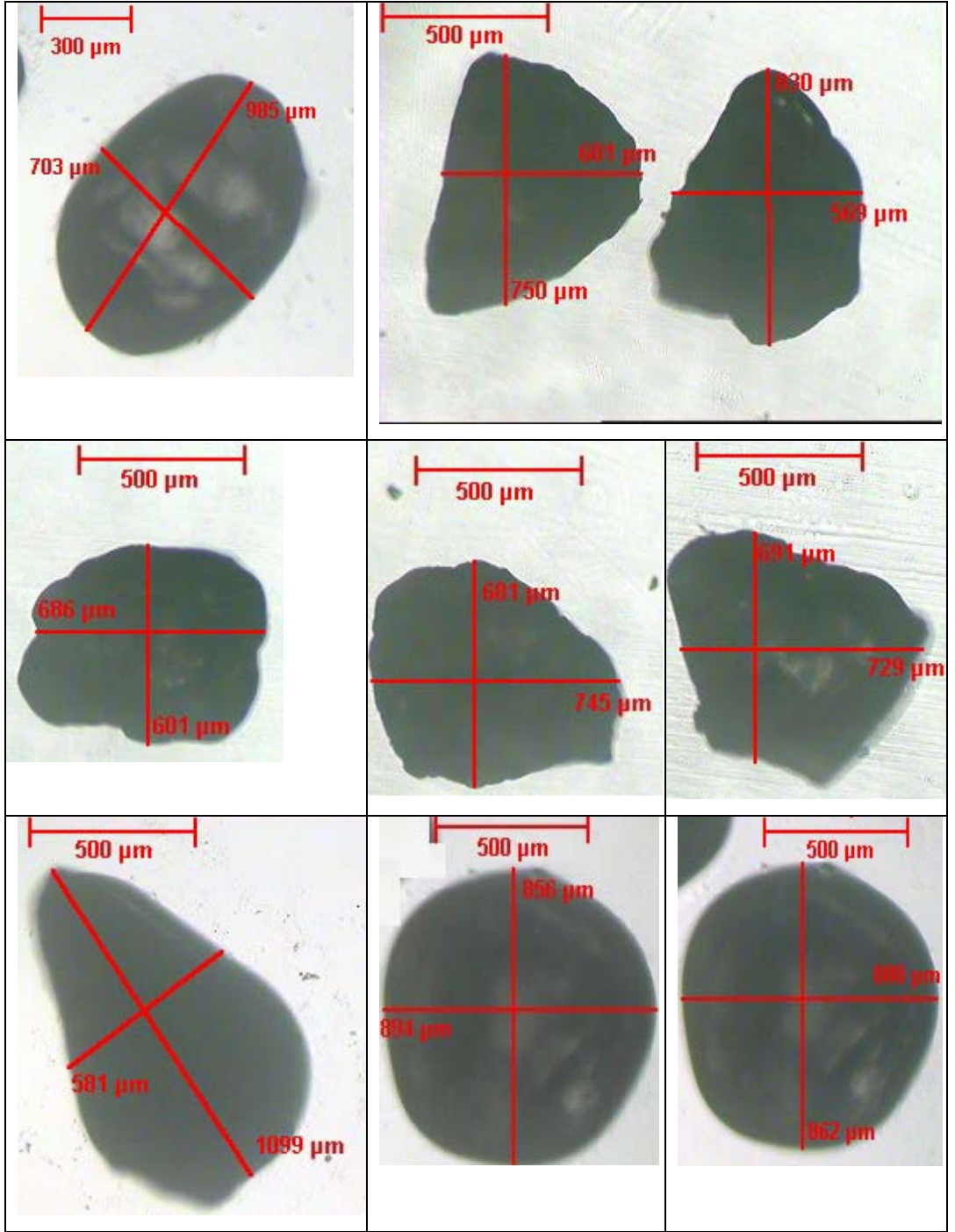
Tablo 4.5: Yoğunluk ölçümü

İşlem No	Yapılan işlemin tanımı	0,590-0,500 mm çaplı elekten geçen kumlar için ölçümler				
		1	2	3	4	5
1	Kuru piknometre kabı ağırlığı (g)	34,522	34,522	34,522	34,522	34,522
2	Tamamen su ile dolu piknometre kabı ağırlığının ölçümü (g)	135,185	135,185	135,185	135,185	135,185
3	İçi ıslak piknometre kabı ağırlığının ölçümü (g)	34,698	34,728	34,725	34,674	34,737
4	İçi ıslak piknometre kabı ağırlığı ve doldurulan kumun toplam ağırlığının ölçümü (g)	114,186	107,222	114,479	118,249	123,427
5	Kum ve üzeri su ile dolu olan piknometre kabı ağırlığının ölçümü (g)	184,637	180,287	184,790	187,181	190,351
6	Kum ağırlığının bulunması= (4)-(3) (g)	79,489	72,479	79,754	83,575	88,69
7	Piknometreyi doldurmak için gerekli su ağırlığının bulunması= (2) –(1) (g)	100,663	100,663	100,663	100,663	100,663
8	Kum üzerine piknometreyi doldurmak için gerekli su ağırlığının bulunması= (5)-(1)-(6) (g)	70,627	73,271	70,514	69,084	67,139
9	Eşdeğer su ağırlığı= (7)-(8) (g)	30,030	27,362	30,149	31,579	33,524
10	Su sıcaklığı (°C)	20,5	20,5	20,4	19,9	20,0
11	Deney yapılan sıcaklıkta kumun özgül ağırlığı= (6)/(9) (gr/cm ³)	2,6470	2,6494	2,6453	2,6465	2,6456
12	Deney yapılan sıcaklıkta su sıcaklığında suyun yoğunluğu (gr/cm ³)	0,998099	0,998099	0,998120	0,998224	0,998204
13	Kumun yoğunluğu= (10).(11) (gr/cm ³)	2,6420	2,6444	2,6403	2,6418	2,6408
Ortalama		2,6419 gr/cm ³				

4.10.2. Eşdeğer çap tayini

Gerçekte kullanılan filtre malzemeleri tam küresel değildir. Filtre malzemeleri farklı geometrik yapıda olabilmektedir. Bu sebeple, filtre malzemesini temsil edecek ortalama çap kavramı geliştirilmiştir. Ortalama çap iki farklı yöntemle bulunabilmektedir. Bunlar (1) elek analizi (2) bir küreye eşdeğer çapın belirlenmesidir (Cleasby, 1973).

Bu çalışmada eşdeğer çap tayini yapılmıştır. Ölçüm prensibi, küresel olmayan bir parçacığın kendisi ile aynı hacimdeki ve yoğunluktaki küresel tanenin çapına eşdeğer olması esasına göredir. Bu çalışmada kullanılan kumların İTÜ Çevre Mühendisliği Laboratuvarında bulunan Ekegami kameralı Olympus BX60 model mikroskopla çekilmiş kum görüntüleri Şekil 4.7’de görülmektedir. Kum taneciklerine ait boyutlarda SPOT analiz programı ile belirlenmiştir.



Şekil 4.7 : Olympus BX60 model mikroskoplara görüntüleri çekilen kumlar (0.500-0.590 mm çaplı)

Bir kum tanesinin ortalama kütlesi denklem 4.1 ile bulunmaktadır.

$$\frac{M}{\#} = m_{ort} \quad (4.1)$$

: kum adedi
M : # adet kumun kütlesi
m_{ort} : bir kumun danesinin ortalama kütlesi

Bir kum danesinin ortalama kütlesi hacmine bölünürse yoğunluğu aşağıdaki şekilde bulunur:

$$\rho_s = \frac{M}{\frac{\#}{V}} \quad (4.2)$$

ρ_s : kumun yoğunluğu
V : bir kumun hacmi

Denklem 4.2’de düzenleme yapılırsa, bir kumun hacmi,

$$V = \frac{M}{\rho_s * \#} \quad (4.3)$$

şeklinde bulunur. Kum danesinin küresel olduğu kabul edilirse, bir daneciğin (parçacığın) hacmi Denklem (4.4) ile hesaplanabilir:

$$V_{parc.} = V_{küre} = \frac{4}{3} * \pi * r^3 \quad (4.4)$$

$V_{parc.}$: bir parçacığın hacmi
 $V_{küre}$: kürenin hacmi
r : parçacığın yarıçapı

Denklem 4.4’de parçacığın yarıçapı yerine eşdeğer çap (d_{eq}) konursa,

$$V_{küre} = \frac{4}{3} * \pi * \left(\frac{d_{eq}}{2} \right)^3 \quad (4.5)$$

ifadesine ulaşılmaktadır.

Denklem 4.5’de sadeleştirmeler yapılarak Denklem (4.6) elde edilebilir.

$$V_{küre} = \frac{\pi * (d_{eq})^3}{6} \quad (4.6)$$

Bir parçacığın hacminin, küresel daneciğin hacmine eşit olduğu kabul edilirse,

$$V = \frac{M}{\rho_s * \#} = \frac{\pi * (d_{eq})^3}{6} \quad (4.7)$$

denklemini elde edilmektedir. Denklem (4.7)'den d_{eq} çekilerek,

$$d_{eq} = \sqrt[3]{\frac{6 * M}{\rho_s * \pi * \#}} \quad (4.8)$$

ifadesine ulaşılmaktadır.

Çalışmada kullanılan kumun eşdeğer çapının bulunması için ilk olarak tartım için yoğunluğu bilinen ve üniform olarak elenmiş kumdan 50'şer adetlik 8 ayrı numune hazırlanmıştır. Tartım sonuçları Tablo 4.5'de verilmiştir. Denklem (4.8) kullanılarak bulunan eşdeğer çaplar ise Tablo 4.6'da sunulmuştur.

Tablo 4.6 : Tartım sonuçları ve eşdeğer çap

	Tartım (g)	Eşdeğer çap (cm)
1	0,0153	0,06048
2	0,0148	0,05981
3	0,0152	0,06035
4	0,0126	0,05669
5	0,0148	0,05981
6	0,0139	0,05857
7	0,0140	0,05871
8	0,0150	0,06008
Ortalama	0,0145	0,05931

4.10.3. Küresellik katsayısı

Küresel filtre malzemeleri kullanılarak yük kaybı ve akışkanlaşma denklemleri geliştirilmiştir. Patikülerin yüzey alanı ve hacmi partikülerin küreselliği ile ilişkilidir. Küresel daneciğin hacmini (V_p) ve alanını (A_p) olarak tanımlarsak, hacmin alana oranı

$$\frac{V_p}{A_p} = \frac{\pi.d^3}{6\pi.d^2} = \frac{d}{6} \quad (4.9)$$

şeklinde tanımlanabilir. Gerçekte, arıtma tesislerinde kullanılan filtre malzemeleri (kum) genellikle tam küresel değildir. Bu sebeple, kullanılan malzemenin ne kadar küresel olduğunun belirlenmesi için küresellik katsayısı (ψ) tanımlanmıştır (Denklem 4.10). Denklem 4.9 küresellik katsayısı ile çarpılırsa, küresel olmayan partiküler için V/A oranı bulunabilir (Denklem 4.11).

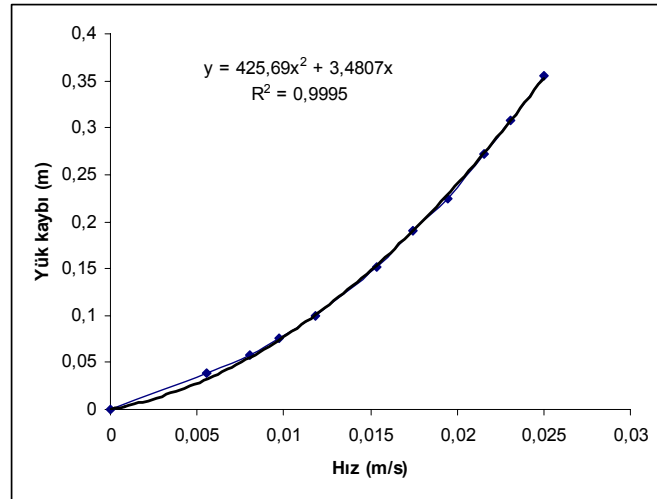
$$\psi = \text{küresellik katsayısı} = \frac{\text{esdeğer hacimdeki bir kurenin yüzey alanı}}{\text{partikülün gerçek yüzey alanı}} \quad (4.10)$$

$$\frac{V_p}{A_p} = \psi * \frac{d}{6} \quad (4.11)$$

0.590-0.500 mm çaplı elekler arasında kalan silisli kumun küresellik katsayısının belirlenmesi için sabit yatak yük kayıpları (giriş, çıkış yapıları ve sürtünmeden kaynaklanan) Armfield-Permeability/Fluidisation Studies Apparatus (Şekil 4.8) kullanılmış ve yük kayıpları permeabilite deneyleri ile belirlenmiştir (Şekil 4.9).



Şekil 4.8: Armfield-Permeability/Fluidisation Studies Apparatus



Şekil 4.9: 0,590-0,500 mm çaplı elekler arasında kalan kumlar için permabilite deneyi ile sabit yük kaybının bulunması

Tablo 4.7’de görüldüğü üzere 10 farklı debide yük kayıpları ölçülmüştür. Debilere karşı gelen hızlar hesaplanmıştır. Sıcaklık suyun yoğunluğunu etkilediği için ölçülmüştür. Şekil 4.6’dan elde edilen ampirik denklem ile sabit yatak yük kayıpları

hesaplanmıştır. Manometre farkı ile bulunan yük kayıplarından sabit yatak yük kayıpları çıkarılarak net yük kayıpları bulunmuştur. Net yük kayıpları **Ergun (1952)** denkleminde (Denklemler 4.12) yerine konularak küresellik katsayısı hesaplanmıştır. 10 çalışmada bulunan küresellik katsayısının ortalaması alınarak ve bu ortalama Denklem 4.12’de yerine konularak yük kayıpları hesaplanmıştır. Net yük kayıpları ile Ergun denkleminde bulunan yük kayıpları arasındaki ilişki Şekil 4.10’de görülmektedir.

$$\frac{h_l}{L} = \frac{150 * \mu}{\rho * g} * \frac{(1 - \varepsilon)^2}{\varepsilon^3} * \frac{v_s}{(\psi * d)^2} + 1,75 * \frac{1 - \varepsilon}{\varepsilon^3} * \frac{v_s^2}{\psi * d * g} \quad (4.12)$$

h_l : yük kaybı

ε : porozite

L : filtre malzemesi derinliği

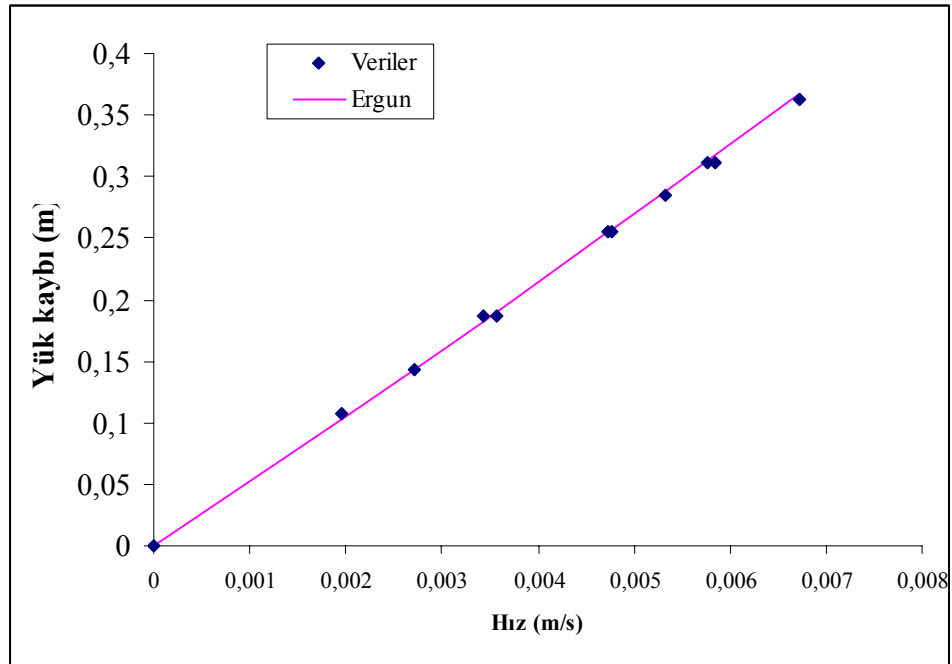
ψ : küresellik katsayısı

μ : dinamik viskozite

v_s : filtrasyon hızı ve

ρ : su yoğunluğu

g : yerçekimi ivmesini



Şekil 4.10: Net yük kayıpları ile Ergun (1952) denklemindeki ilişki

Tablo 4.7: Küresellik katsayısının bulunması

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0	0	0,300	0,300	0	18	0,0011	998,594	0,0000	0,0000		0,0000
148	0,0020	0,256	0,140	0,116	17,9	0,0011	998,6124	0,0085	0,1075	0,7838	0,1028
204	0,0027	0,314	0,158	0,156	17,9	0,0011	998,6124	0,0125	0,1435	0,7996	0,1427
258	0,0034	0,308	0,105	0,203	17,9	0,0011	998,6124	0,0169	0,1861	0,7920	0,1817
270	0,0036	0,380	0,176	0,204	18	0,0011	998,5940	0,0179	0,1861	0,8101	0,1900
357	0,0047	0,389	0,108	0,281	17,9	0,0011	998,6124	0,0260	0,2550	0,8008	0,2545
360	0,0048	0,336	0,55	0,281	17,9	0,0011	998,6124	0,0263	0,2547	0,8049	0,2567
402	0,0053	0,377	0,61	0,316	17,9	0,0011	998,6124	0,0307	0,2853	0,8056	0,2881
435	0,0058	0,439	0,93	0,346	18	0,0011	998,5940	0,0343	0,3117	0,8023	0,3123
441	0,0058	0,388	0,42	0,346	17,9	0,0011	998,6124	0,0349	0,3111	0,8101	0,3176
507	0,0067	0,459	0,53	0,406	17,9	0,0011	998,6124	0,0427	0,3633	0,8068	0,3680
Ortalama										0,8016	
Standart Sapma										0,0083	

Tablo 4.7’de ki kolonların detayı aşağıdaki şekildedir;

1- Debi, ml/dak

2- Hız, m/sn

3- Manometre1, m

4- Manometre2, m

5- Yük Kaybı, m

6- Sıcaklık, °C

7- Viskozite, kg/m.sn

8- Yoğunluk, kg/m³

9- Boş yatak yük kabı, m

10- Net Yük kaybı, m

11- Küresellik

12- Ergun’a göre yük kaybı, m

4.10.4 Kumun çökelme hızı

0,590 mm çapındaki elekten geçip 0,500 mm çapındaki elekten geçmeyen kum numunesinden 20 adet kum danesi alınmıştır. Daha sonra bu kum daneleri teker teker, içi suyla dolu 98 cm yüksekliğine sahip silindir şeklindeki bir kolondan suyun içine serbest çökelmeye bırakılmıştır. Her bir kum danesinin, kolonun tabanına ulaşma süreleri not edilmiştir.

Bütün kum numunelerinin çökelme hızlarından hareketle ortalama çökelme süresi hesaplanmış ve bu ortalama değer kullanılarak çökelme hızı bulunmuştur. Kum danelerinin çökelme süreleri Tablo 4.8’de gösterilmiştir.

Tablo 4.8: Kum danelerinin çökelme süreleri

Numune No	Çökelme Süresi, s	Numune No	Çökelme Süresi, s
1	11,76	11	11,22
2	11,88	12	11,15
3	11,06	13	11,28
4	11,62	14	11,50
5	11,00	15	11,31
6	11,16	16	11,09
7	11,91	17	11,34
8	11,38	18	11,50
9	11,16	19	11,84
10	11,65	20	11,53

$$\sum t = 228,34s$$

$$\text{Ortalama çökelme süresi, } t = \sum t / 20 \rightarrow 228,34 / 20 = 11,417 \text{ s}$$

$$\text{Çökelme hızı, } V_s = h / t \rightarrow 96 / 11,417 = 8,408 \text{ cm/s}$$

Küresel olmayan parçacıkların çökme hızı **Haider – Levenspiel (1989)** tarafından geliştirilen denklem kullanılarak da bulunabilmektedir. **Haider – Levenspiel (1989)** eşdeğer çaptan hareketle boyutsuz parçacık çapını (d^*) (Denklem 4.13) ve daha sonra boyutsuz parçacık çapına bağlı olarak boyutsuz hızı (u^*) tanımlamıştır. (Denklem 4.14). Boyutsuz hızı Denklem 4.15’de görüldüğü üzere boyutlu hıza çevirmişlerdir. Nihai hız ve eşdeğer çapa bağlı olarak Reynolds sayısı Denklem 4.16’da görüldüğü üzere hesaplanmıştır.

$$d_* = d_{eq} * \left[\frac{g^* \rho^* (\rho_s - \rho)}{\mu^2} \right]^{1/3} \quad (4.13)$$

$$u_* = \left(\frac{18}{d_*^2} + \left(\frac{2,3348 - 1,7439 * \psi}{\sqrt{d_*}} \right) \right)^{-1} \quad (0,5 \leq \psi \leq 1) \quad (4.14)$$

$$u_* = u^* \left(\frac{\rho^2}{g^* \mu^* (\rho_s - \rho)} \right)^{1/3} \quad (4.15)$$

$$Re = \frac{d_{eq} * u^* \rho}{\mu} \quad (4.16)$$

Bu çalışma kapsamında elde edilen veriler Denklem (4.13), (4.14) ve (4.15)'e uygulanarak daneciğin nihai hızı aşağıda şekilde bulunmuştur. Bu nihai hıza göre Reynolds sayısının hesabı da Denklem 4.16'ya göre yapılmıştır. Hesaplarda bulunan değerler 0,590-0,500 mm silisli kum aittir.

d_{eq} : 0,005931 m (malzeme eşdeğer çapı)

ρ_s : 2641,90 kg/m³ (malzeme yoğunluğu)

ψ : 0,8016 (malzeme küreselliği)

T : 25 °C (su sıcaklığı)

ρ : 997,04 kg/m³ (suyun yoğunluğu)

μ : 0,008935 kg/m/s (suyun dinamik viskozitesi)

$$d_* = 0,0005931 * \left[\frac{9,81 * 997,04 * (2641,9 - 997,04)}{(0,0008935)^2} \right]^{1/3}$$

$d_* = 16,14$ (boyutsuz parçacık çapı, Haider ve Levenspiel (1989))

$$u_* = \left(\frac{18}{(16,14)^2} + \left(\frac{2,3348 - 1,7439 * 0,8016}{\sqrt{16,14}} \right) \right)^{-1}$$

$u_* = 3,308$ (boyutsuz terminal hız, Haider ve Levenspiel (1989))

$$3,308 = u_* \left(\frac{(997,04)^2}{9,81 * 0,0008935 * (2641,9 - 997,04)} \right)^{1/3}$$

$$u_t = 0,0807 \text{ m/s} = 8,07 \text{ cm/s}$$

Bu hesaplamalar sonucu Reynolds sayısı

$$Re = \frac{0,0005931 * 0,0807 * 997,04}{0,0008935} = 53,4 \text{ olarak bulunmuştur.}$$

4.10.5. Porozite tayini

Kum, filtre kolonuna doldurulmadan önce kuru ağırlığı tartılmıştır. Daha sonra, içi suyla dolu filtre kolonuna L yatak kalınlığı kadar kum doldurulmuştur. Derin yataklı filtre kolonunun çapı belli olduğundan kumun doldurulduğu hacim hesaplanmıştır. Daha önceden yapılmış olan deney sonucunda kumun özgül ağırlığı (γ_s) 2641,9 kg/m³ bulunmuştu.

Filtrenin hacmi;

$$V = \frac{\pi * D^2}{4} * Aa * L \quad (4.17)$$

Kolondaki kumun hacmi;

$$V_k = (1 - \varepsilon) * Aa * L \quad (4.18)$$

şeklindedir.

V : kolondaki kumun hacmi

D : kolonun iç çapı

Aa : kolonun kesit alanı

L : filtre yatak yüksekliği

V_k : kolondaki kumun hacmi

ε : porozite

μ : suyun dinamik viskozitesi

Aynı sonucu, tarttığımız kumun kuru ağırlığını (G_k) kumun özgül ağırlığına (γ) bölerekte bulabilmek mümkündür.

$$V_k = \frac{G_k}{\gamma} \quad (4.19)$$

Bu denklemle bulunan değeri, üstteki ifadede yerine yazıp tek bilinmeyenli denkleme dönüştürmek mümkündür. Buradan e_0 'yi çekilirse porozite tayin edilebilir.

3 cm iç çaplı kolona 35 cm yüksekliğinde 420,2 gr kum doldurulmuştur.

$$V_k = \frac{420,2}{2,6467} = 158,70 \text{ cm}^3 = 158,70 \cdot 10^{-6} \text{ m}^3$$

Denklem (3.18) aşağıdaki şekilde yazılıp ve değerler yerine konulduğunda,

$$158,70 \cdot 10^{-6} = (1 - \varepsilon_0) * \frac{\pi * (0,03)^2}{4} * 0,35$$

$\varepsilon = 0,3585 \approx 0.36$ olarak bulunmuştur.

4.10.6. Asit testi

Kullanılacak olan kum organik madde bakımından oldukça düşük ve uzun zaman tekrar kullanılabilirdir. Bu özelliği belirlemenin en uygun yöntemi asit testidir.

Asit testi **AWWA (2005)** standartlarına göre gerçekleştirilmiştir. Standartta 9,5 mm ve daha küçük çaplı filtre malzemesi için 100 gr numune ve 320 mL 1+1 HCl önerilmiştir. Kum numunesi distile su ile yıkandıktan sonra $110^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ 'de kurutulmuş ve desikatöre konarak soğuması sağlanmıştır. Hazırlanan 320 mL 1+1 HCl çözeltisi numunenin bulunduğu behere ilave edilmiştir. Oda sıcaklığında 30 dakika süresince 1+1 HCl ilave edilmiş numune karıştırılmıştır. 30 dakika sonunda numune distile su ile iyi bir şekilde yıkanarak $110^\circ\text{C} \pm 5^\circ\text{C}$ 'de kurutulmuş ve daha

sonra desikatöre konarak soğuması sağlanmıştır. Asitle çözünen madde ağırlığının yüzdesi Denklem (4.20) ile hesaplanmıştır.

$$\text{Asitle Çözünen (\%)} = \frac{\text{Ağırlık Kaybı}}{\text{Orjinal Ağırlık}} * 100 \quad (4.20)$$

$$\text{Asitle Çözünen (\%)} = \frac{0,188}{100} * 100 = 0,188$$

Denklem (4.20)'de görüldüğü üzere oran standartta belirtilen üst limitden (% 2'den) düşük çıkmıştır. Kumun deneysel çalışmada kullanılabilirliği asit testi ile doğrulanmıştır.

4.11. Analiz Yöntemleri

4.11.1. Demir analizi

Toplam ve 0.45 µm'den geçirilmiş demir (Fe²⁺) İTÜ Kimya Metalürji Fakültesinde bulunan Perkin Elmer marka 2100 DV Induced Coupled Plasma Optical Emission Spectrometer (ICP-OES) (0.2 µg/L'ye kadar hassas okuma yapabilen) kullanılarak ölçülmüştür. Analizlerin yapıldığı ICP-OES Şekil 4.11'de görülmektedir.



Şekil 4.11: Analizlerde kullanılan ICP-OES'in görünümü

Plazmanın oluşturulduğu TORC, iç içe geçmiş 3 kuartz kanaldan oluşmaktadır. Bu kanalların dış kısımlarındaki iki tanesinden argon gazı, içteki küçük kanaldan (enjektörden) ise argon gazı ile birlikte numune püskürtülmektedir. Argon gazı ile birlikte enjektörün uç kısmındaki püskürtülen numune, bu bölgenin kenarındaki metal bobine uygulanan RF (Radyo frekansı) sinyal ile indüklenerek plazma haline

getirilmektedir. Plazmanın orta kısmındaki sıcak bölgeden gelen emisyonlar analiz için kullanılmaktadır.

Perkin Elmer 2100 DV ICP-OES hem radyal hemde aksiyal sistemlere sahiptir. Farklı elementlerin sıcak bölgede farklı yüksekliklerde emisyon vermesi nedeniyle radyal plazma tekniğinde gözlem yüksekliği çok önemlidir. Genelde optik yapının hemen girişinde bulunan giriş sliti tüm elementler için ortalama bir değer olacak şekilde yerleştirilmiştir. Bu sistemler geniş bir ölçüm aralığında çalışabilirler.

Aksiyal sistemler düşük konsantrasyonlarda hassasiyeti daha yüksektir. Plazma teknikleri açısından bakıldığında tek başlarına radyal yada aksiyal plazma teknikleri yeterli değildir. Radyal teknikler kullanım kolaylığı sağlarken yeterli düzeyde düşük dedeksiyon limitlerine inememekte, buna karşılık, aksiyal sistemlerin dedeksiyon limitleri düşük olmakla birlikte kullanım açısından bazı kısıtlamalar getirmektedir.

4.11.2. Bulanıklık

Hach 2100 A bulanıklık ölçer kullanılmıştır. Kalibrasyon için 1.0, 10.0 ve 100.0 NTU aralığındaki Hach standart çözeltileri kullanılmıştır.

4.11.3. Yük kaybı

Filtre kolonun çeşitli yüksekliklerindeki yük kayıpları, bu yüksekliklere bağlı 0.5 mm iç çaplı cam manometre tüpleri vasıtasıyla ölçülmüştür.

4.11.4. Alkalinite

Alkalinite, Standart Metotlar 2320 B'ye göre ölçülmüştür (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

4.11.5. pH ve sıcaklık

WTW-315i pH metre kullanılarak pH ve sıcaklık ölçümü yapılmıştır.

4.12. Deneysel Çalışma Sistematığı

Deneysel çalışmalar toplam 5 adımdan oluşmaktadır. Bunların ilki 0.36 porozite değerinde deiyonize su çalışması, ikincisi 0.36 porozite değerinde musluk suyu çalışması, üçüncüsü 0.36 porozite değerinde hümik asit ilaveli deiyonize su çalışması, dördüncüsü 0.40 porozite değerinde deiyonize su çalışması ve beşincisi 0.40 porozite değerinde musluk suyu çalışmasıdır. Deneysel çalışmalarda izlenen sistematik Tablo 4.9’da verilmiştir.

Tablo 4.9: Deneysel çalışma sistematığı

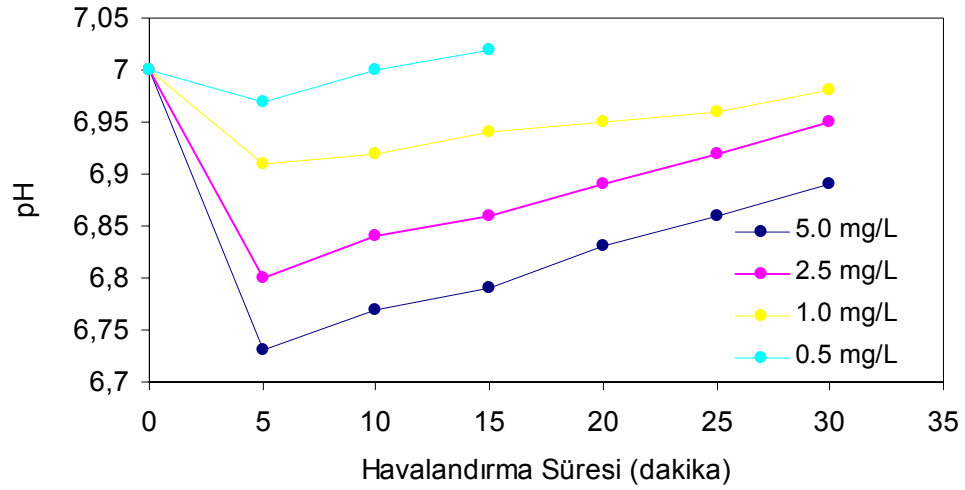
Konsantrasyon (mg/L)	Filtre Hızı (m ³ /m ² .saat)	0.36 porozite			0.40 porozite	
		Açıklama (Deiyonize su)	Açıklama (Muskuk Suyu)	Açıklama (Hümik asit)	Açıklama (Deiyonize su)	Açıklama (Muskuk suyu)
0.5	5.6	Bölüm 5.2.1.1	Bölüm 5.2.2.1	Bölüm 5.2.3.1	-	-
0.5	7.47	Bölüm 5.2.1.1	Bölüm 5.2.2.1	Bölüm 5.2.3.1	-	-
0.5	9.34	Bölüm 5.2.1.1	Bölüm 5.2.2.1	Bölüm 5.2.3.1	-	-
0.5	11.20	Bölüm 5.2.1.1	Bölüm 5.2.2.1	Bölüm 5.2.3.1	-	-
1.0	5.6	Bölüm 5.2.1.2	Bölüm 5.2.2.2	-	-	-
1.0	7.47	Bölüm 5.2.1.2	Bölüm 5.2.2.2	-	-	-
1.0	9.34	Bölüm 5.2.1.2	Bölüm 5.2.2.2	-	-	-
1.0	11.20	Bölüm 5.2.1.2	Bölüm 5.2.2.2	-	-	-
2.5	5.6	Bölüm 5.2.1.3	Bölüm 5.2.2.3	-	-	-
2.5	7.47	Bölüm 5.2.1.3	Bölüm 5.2.2.3	-	-	-
2.5	9.34	Bölüm 5.2.1.3	Bölüm 5.2.2.3	-	-	-
2.5	11.20	Bölüm 5.2.1.3	Bölüm 5.2.2.3	-	-	-
5.0	5.6	Bölüm 5.2.1.4	Bölüm 5.2.2.4	Bölüm 5.2.3.2	Bölüm 5.2.4.1	Bölüm 5.2.4.2
5.0	7.47	Bölüm 5.2.1.4	Bölüm 5.2.2.4	Bölüm 5.2.3.2	Bölüm 5.2.4.1	Bölüm 5.2.4.2
5.0	9.34	Bölüm 5.2.1.4	Bölüm 5.2.2.4	Bölüm 5.2.3.2	Bölüm 5.2.4.1	Bölüm 5.2.4.2
5.0	11.20	Bölüm 5.2.1.4	Bölüm 5.2.2.4	Bölüm 5.2.3.2	Bölüm 5.2.4.1	Bölüm 5.2.4.2

5. DENEYSEL ÇALIŞMA SONUÇLARI

5.1. Farklı Demir Konsantrasyonlarında pH Değişimi

Deneysel çalışmalar sırasında, suya $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ilave edildikten sonra pH değerlerinin önce hızlı bir şekilde düştüğü ve daha sonra deney süresi olan 30 dakika boyunca lineer olarak arttığı görülmüştür. Farklı demir konsantrasyonlarında değişimi görmek için sabit alkalinite (150 mg/L) değerinde denemeler yapılmıştır.

Önce, deiyonize ve musluk suyuna 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L demir eşdeğerinde $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ilave edilmiştir. Demir konsantrasyonlarına göre farklı hava debileri ve temas süreleri uygulanmıştır (Tablo 4.3). Temas süresi boyunca pH ölçümü yapılmıştır. Deiyonize suda havalandırma süresince pH değişimi Şekil 5.1’de gösterilmiştir.

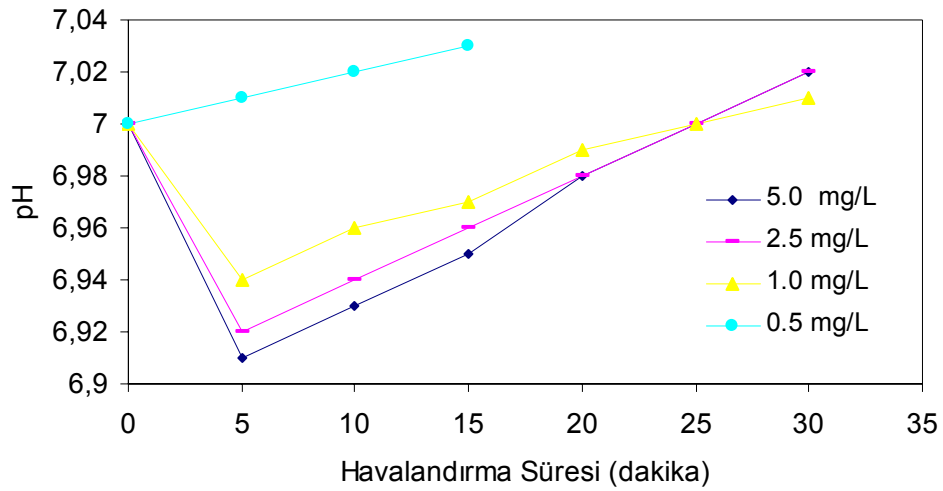


Şekil 5.1: 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L demir konsantrasyonları ihtiva eden 80 litre hacmindeki deiyonize suyun havalandırılması esnasındaki pH değişimi

80 litrelik tankta pH = 7.0 iken havalandırmanın başlaması ile pH değerlerinde ani düşüşler olmuştur. Bu düşüşün sebebi Denklem (2.1) ila (2.10)'da görüldüğü üzere reaksiyon ürünü olan H^+ iyonunun oluşmasıdır.

Havalandırmanın ilk 5'inci dakikasında iki değerlikli demirin en yüksek konsantrasyonunda (5.0 mg/L) en düşük pH değeri ölçülmüştür. Başlangıçtaki pH değeri Fe(II) konsantrasyonundaki artışa paralel olarak azalmıştır. 30'uncu dakikada 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L Fe(II) değerlerinde pH değerleri ilk 5 dakikaya göre birbirine daha yaklaşmıştır.

Musluk suyunda havalandırma süresince pH değişimi Şekil 5.2'de görülmektedir.



Şekil 5.2: 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L demir konsantrasyonları ihtiva eden 80 litre hacmindeki musluk suyunun havalandırılması esnasındaki pH değişimi

Her iki suda da alkalinite değeri eşit olmasına rağmen musluk suyunda $(NH_4)_2Fe(SO_4)_2 \cdot 6H_2O$ ilavesi ilk 5 dakikada pH değerlerinde meydana gelen azalma deiyonize suya göre daha düşüktür. Bunun sebebinin musluk suyunda bulunan pH düşüşünü tamponlayıcı bileşenlerin (Tablo 4.1-2'deki anyon ve katyon değerlerinin farklı olması) deiyonize suya göre daha fazla olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Musluk suyunda bulunan toplam organik karbon miktarı da demir oksidasyonunu etkilemektedir (Cromely ve O'Connor, 1976; Knocke ve diğ., 1992; Knocke ve diğ., 1994). Oksidasyonun engellenmesi ise reaksiyon ürünü H^+ iyonunun daha az oluşmasına sebep olmaktadır.

25'inci dakikada 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L Fe(II) konsantrasyonlarında pH değerleri aynı olmuştur. Sonuçta 15 dakika havalandırılan 0.5 mg/L Fe(II) ile 30 dakika havalandırılan 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L Fe(II) içeren tanklarda havalandırma sonunda pH değerleri 7.0'ın üstüne çıkmıştır. Sonuç olarak yüksek demir konsantrasyonlarının başlangıçta daha yüksek pH düşüşlerine sebep olduğu ancak zamanla pH artışının düşük konsantrasyonlara göre daha hızlı meydana geldiği görülmüştür.

Havalandırma sonucunda deiyonize sudaki pH değerleri 0.5 mg/L için 7.0'ın üzerinde iken 1.0 mg/L'de 6.98, 2.5 mg/L'de 6.95 ve 5.0 mg/L'de 6.89 olmuştur. $(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ konsantrasyonunun artmasıyla deiyonize su pH değerlerinde musluk suyuna göre daha fazla azalma görülmektedir. Bunun sebebi deiyonize suda tamponlama kapasitesinin musluk suyuna nazaran daha düşük olmasıdır.

pH'nın başlangıçtaki ani düşüşünün sebebi daha öncede belirtildiği üzere iki değerlikli demir üç değerlikli demire oksitlenirken reaksiyon ürünü olarak hidrojen iyonunun oluşmasıdır. Buna karşılık, başlangıçtaki hızlı düşüşten sonra ortamın pH'sının doğrusal olarak arttığı gözlenmiştir. Suda bulunan karbondioksitin iki değerlikli demirin oksidasyonu için ortama verilen hava ile çözünmüş formdan gaz formuna geçerek sudan uzaklaştırılmasının, ortamın pH'ının yükselmesinde kısmi bir etkisi olabileceği düşünülmektedir. Oksidasyon süresince alkalinitenin değişmediği kabul edilerek oksidasyonun ilk 5'inci ve sonlandırıldığı pH değerleri dikkate alınarak Standart Metotlar 4000'e (APHA-AWWA-WPCF, 1992) göre serbest karbondioksit ve toplam karbondioksit konsantrasyonları hesaplanmış ve Tablo 5.1'de gösterilmiştir.

Yapılan hesaplamalara göre oksidasyonun ilk 5 dakikasında oksidasyonun başlangıç anındaki serbest ve toplam karbondioksit konsantrasyonunda pH değişimine zıt yönde bir artış görülmüştür. Buna mukabil, pH'ın yükselmesi ile serbest ve toplam karbondioksit miktarında ilk 5 dakikaya göre azalma görülmüştür. Tablo 5.1, oksidasyon süresince pH'da meydana gelen değişimin sebeplerinden birinin karbondioksit olduğunu göstermektedir.

Tablo 5.1: Alkalanite ve pH değerlerine göre hesaplanmış serbest ve toplam karbondioksit konsantrasyonları (APHA-AWWA-WPCF, 1992)

Su türü	Konsantrasyon (mg/L)	Oksidasyon Süresi (dakika)	Serbest Karbondioksit (mg/L)	Toplam karbondioksit (H ₂ CO ₃ *)(mg/L)
		0	29.97	161.90
Deiyonize su	5.0	5	55.83	187.80
		30	38.62	170.57
	2.5	5	47.52	179.48
		30	33.63	165.57
	1.0	5	36.88	168.82
		30	31.38	163.32
	0.5	5	32.12	164.05
		15	28.62	160.55
Musluk suyu	5.0	5	36.88	168.82
		30	28.62	160.55
	2.5	5	36.04	167.98
		30	28.62	160.55
	1.0	5	34.42	166.36
		30	29.29	161.22
	0.5	5	29.29	161.22
		15	27.97	159.90

5.2. Farklı Demir Konsantrasyonlarında Yük Kaybı Oluşumu

Filtre 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonlarında 5.60 m³/m².saat, 7.47 m³/m².saat, 9.34 m³/m².saat ve 11.20 m³/m².saat debilerde işletilmiştir. Demir konsantrasyonu, filtre yükleme hızı, çıkış bulanıklık değeri, yük kaybı ve filtre çıkışı demir konsantrasyonu arasındaki ilişkiler deiyonize su, musluk suyu, hümik asit ilave edilmiş deiyonize su ve iki farklı porozite için incelenmiştir.

Literatürdeki filtrasyon çalışmalarında genellikle porozite 0.40 alınarak araştırılma yapıldığı görülmektedir. **Yu (1983), Ghosh ve diğ. (1967), Carlson ve diğ. (1997)**'ye göre Fe(II) oksidasyonu sonucu oluşan Fe(III) partiküllerinin koagülant ve polimer ilavesi yapılmaksızın % 40 porozite ile giderilmesi oldukça zordur. Bu tez çalışmasında koagülant ve polimer ilavesi yapılmaksızın demir giderim verimine ve yük kaybına porozitenin etkisi de incelenmiştir.

Yük kaybını belirlemek için yapılan bir çok çalışmada ya yük kaybı ya da çalışma süresi sınırlandırılmıştır. Bu çalışmalara örnek olarak **Tobiason ve diğ. (1993)**, **Darby ve Lawler (1990)**, ve **Vignesvaran (1997)** verilebilir. **Tobiason ve diğ. (1993)** 2.5 cm iç çaplı filtre kolonuna 0.4 mm dane çaplı cam filtre malzemesini 17 cm yüksekliğine kadar doldurmuşlar ve 4.8 m/saat hızında üç farklı partikül boyutunun filtre tıkanmasına etkisini incelemişlerdir. Bu çalışmada, maksimum yük kaybı 160 cm ve maksimum çalışma süresi de 10 saat olarak sınırlandırılmıştır. **Darby ve Lawler (1990)** 3.81 cm iç çaplı filtre kolonunda yapmış oldukları çalışmada maksimum çalışma süresini 240 dakika olarak almışlardır. **Vignesvaran (1997)** yük kaybını 30 cm ile sınırlandırmıştır. Bu durumda maksimum çalışma süresi 720 dakika olmuştur.

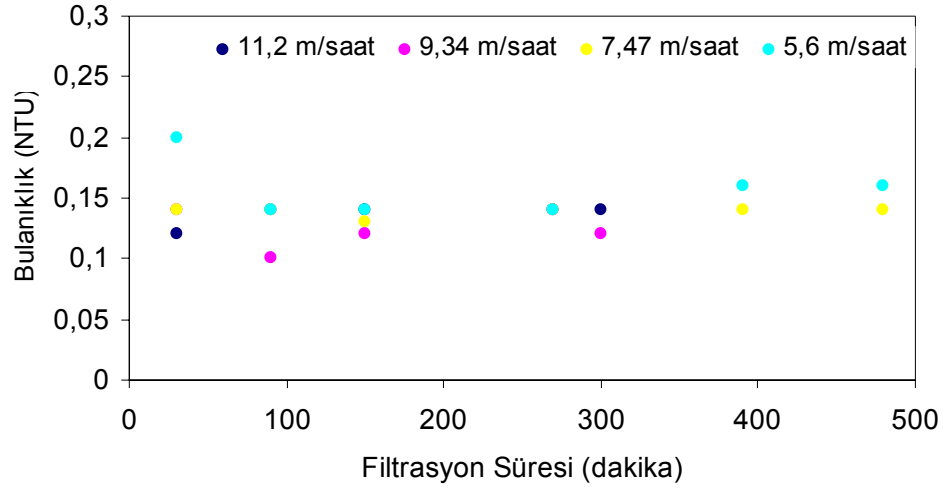
Fe(II) gideriminin yapıldığı bu deneysel çalışmada da 0.5 ve 1.0 mg/L demir konsantrasyonlarında 9.34 ile 11.20 m/saat yükleme hızları 300 dakika ve 5.60 ile 7.47 m/saat yükleme hızları ise 480 dakika işletim süresi ile sınırlandırılmıştır. 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonlarında tüm yükleme hızları için maksimum yük kaybı 100-120 cm, 9.34 ile 11.20 m/saat yükleme hızları için işletme süresi 300 dakika ve 5.60 ile 7.47 m/saat yükleme hızları için maksimum çalışma süresi ise 480 dakika olarak sınırlandırılmıştır

5.2.1. Deiyonize çalışması

0. 36 porozite, 40 cm filtre yatak yüksekliği, 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m³/m².saat filtre hızları, 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L demir konsantrasyonlarında deiyonize suda havalandırma ile oksidasyonu müteakip filtrasyonla yapılan çalışmalarda elde edilen bulanıklık, yük kaybı ve filter çıkışı demir konsantrasyonları Şekil 5.3 ila Şekil 5.14'te özetlenmiştir.

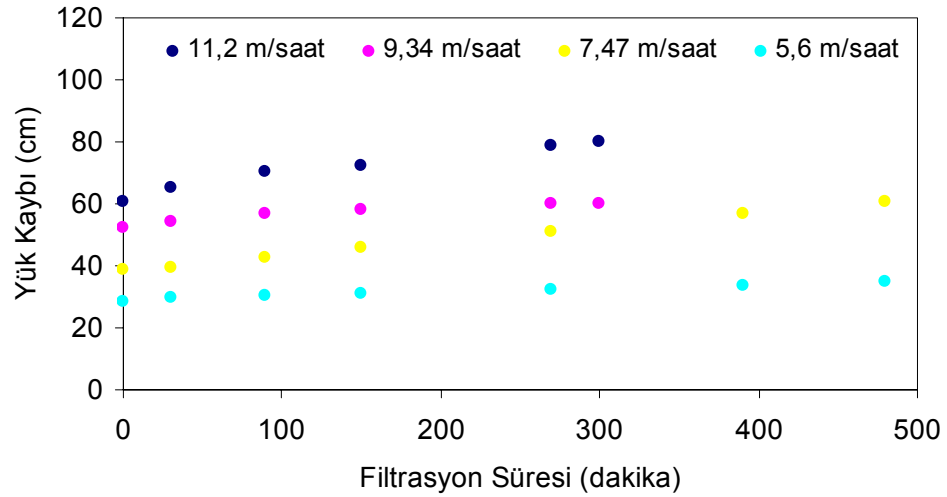
5.2.1.1. 0.5 mg/L demir konsantrasyonu

Oksidasyon sonrası, filtre besleme suyunun bulanıklık değeri 0.65 NTU'dur. Filtre çıkışında en yüksek bulanıklık 0.2 NTU ile 5.60 m/saat yükleme hızında ölçülmüştür (Şekil 5.3). Bunun düşük filtre hızlarında filtre olgunlaşma süresinin daha uzun olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir. Zamanla bulanıklık değerinin pek değişmediği görülmektedir.



Şekil 5.3: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

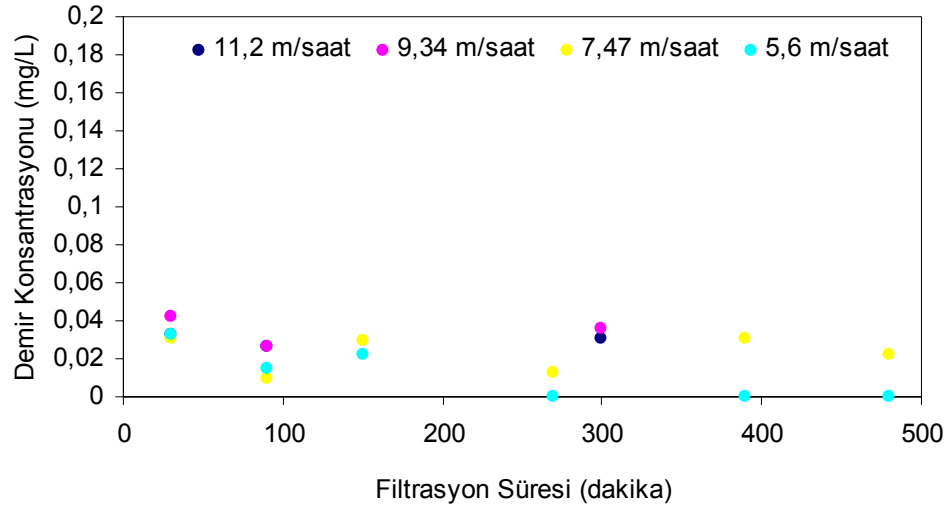
Şekil 5.4’de de görüldüğü üzere, yük kayıpları zamana bağlı olarak sabit bir eğimle ve düşük bir hızla artış göstermektedir. Yüzey yükü arttıkça yük kaybı artmaktadır. Bunun doğal sonucu olarak en yüksek yük kaybı 11.20 m/saat yükleme hızında görülmektedir.



Şekil 5.4: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

Filtre çıkışındaki toplam demir konsantrasyonu ise tüm yükleme hızlarında 0.05 mg/L’nin altında kalmıştır (Şekil 5.5). 5.60 ile 7.47 m/saat hızlarının filtre besleme

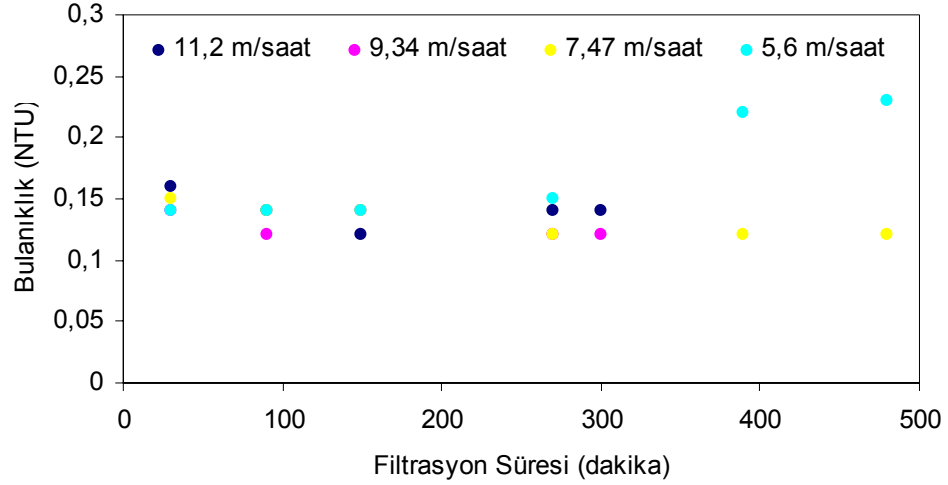
suyunda Fe(II) konsantrasyonu 0.032 mg/L iken 9.34 ile 11.20 m/saat hızlarında filtre girişindeki Fe(II) konsantrasyonu 0.041 mg/L olarak ölçülmüştür. 9.34 m/saat filtre hızında 30'uncu dakikada filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonu 0.031 mg/L iken bunun 0.027 mg/L'si Fe^{2+} iyonu olarak ölçülmüştür.



Şekil 5.5: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

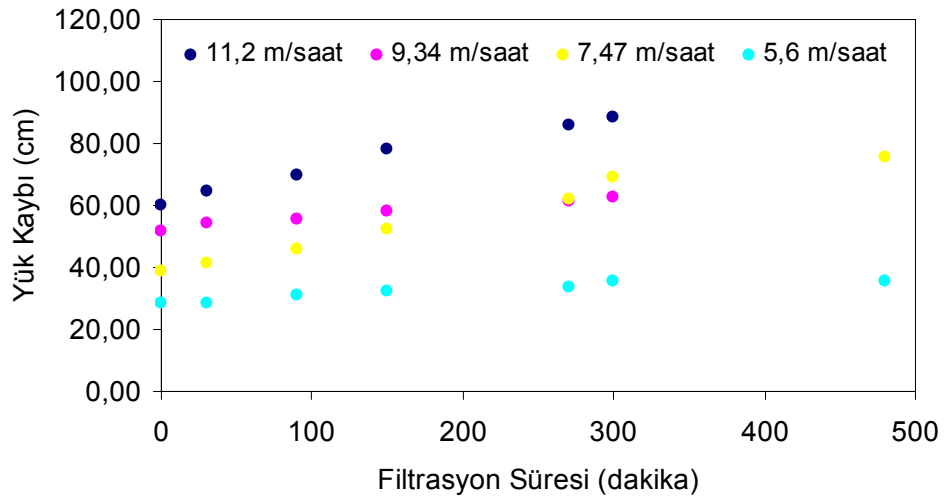
5.2.1.2. 1.0 mg/L demir konsantrasyonu

1.0 mg/L demir ilavesi halinde oksidasyon sonrası, filtre besleme suyunun bulanıklık değeri 1.0 NTU'dur. Filtre çıkışında dört yükleme hızında da ölçülen bulanıklık değerleri 0.1-0.24 NTU arasında kalmıştır (Şekil 5.6). 5.60 m/saat filtre hızı için 300 dakikadan sonra bulanıklıkta görülen 0.1 NTU civarındaki artışın ölçüm hatasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



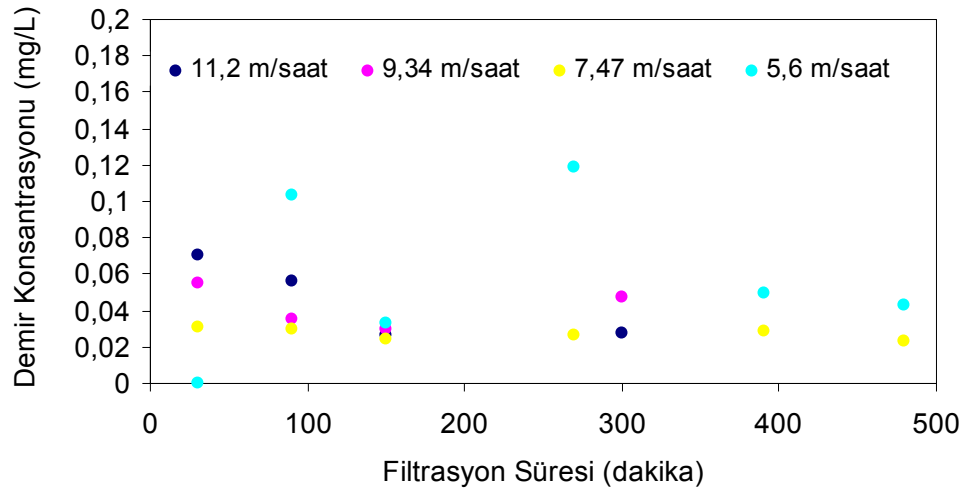
Şekil 5.6: 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

Yük kayıpları Şekil 5.7’de de görüldüğü üzere sabit bir eğimle artış göstermektedir. En yüksek yük kaybı 11.20 m/saat yükleme hızında görülürken, 300’üncü dakikada 9.34 ile 7.47 m/saat hızlarında oluşan yük kayıpları eşitlenmiştir. Daha sonraki deneysel çalışmalarda da benzer kesişme durumu ile karşılaşılmıştır. Bunun temel sebebinin 9.34 m/saat filtre hızında partiküllerin filtre boyunca 7.47 m/saat hızına göre daha fazla ilerlemesi ve buna bağlı olarak tıkanma süresinin zamanla artmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.



Şekil 5.7: 1.0mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

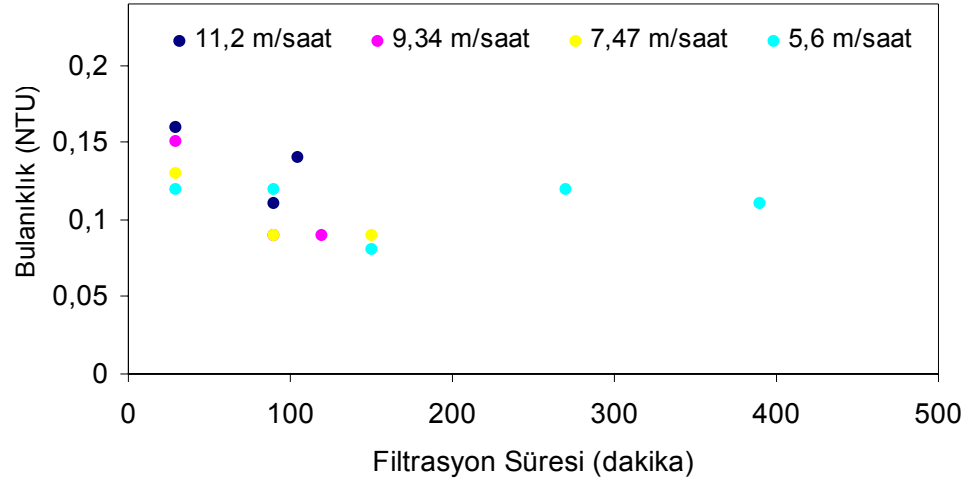
Şekil 5.8 'da filtre çıkışında ölçülen toplam demir konsantrasyonuna bakıldığında en yüksek giderim verimi 7,47 m/saat'de gerçekleşmiştir. En yüksek demir konsantrasyonları 5.60 m/saat hızlarında ölçülmüştür. Bunun sebebi filtre girişinde Fe (II) konsantrasyonunun 5.6 m/saat hızında en yüksek, 7.47 m/saat hızında ise en düşük olmasıdır. 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızları için filtre besleme sularında ölçülen Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 0.287, 0.023, 0.055 ve 0.055 mg/L'dir. 5.60 m/saat hızında 90'ıncı dakikada filtre çıkışındaki toplam demir konsantrasyonu 0.103 mg/L iken bunun 0.045 mg/L'sini Fe (II) oluşturmaktadır.



Şekil 5.8: 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ε:0.36, deiyonize su)

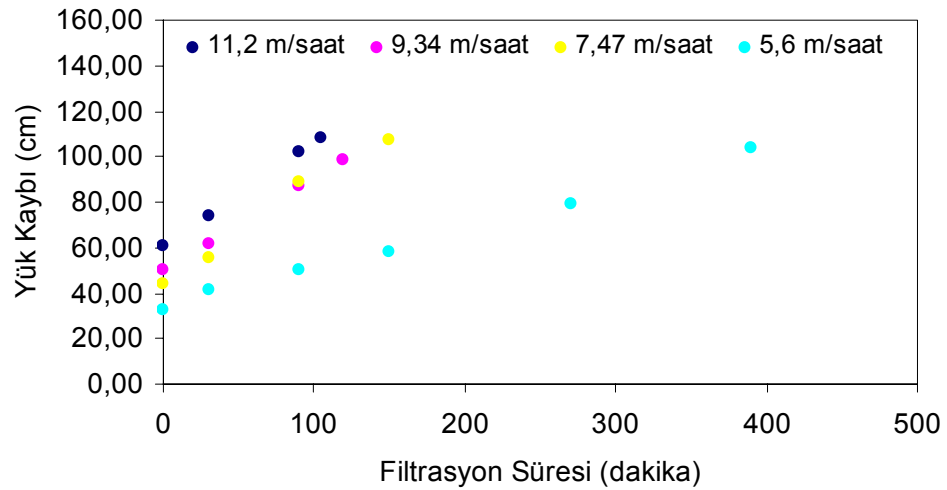
5.2.1.3. 2.5 mg/L demir konsantrasyonu

Oksidasyon sonrası, filtre besleme suyunun bulanıklık değeri 7.0 NTU'dur. Şekil 5.9'a göre, en yüksek bulanıklık değeri 11.20 m/ saat hızında 0.16 NTU olarak ölçülmüştür. Giriş toplam demir konsantrasyonu artışı için 5.60 m/saat hızındaki filtre olgunlaşma süresi kısalmış ve bunun sonucunda bulanık değeri diğer yükleme hızları mertebesinde görülmüştür.



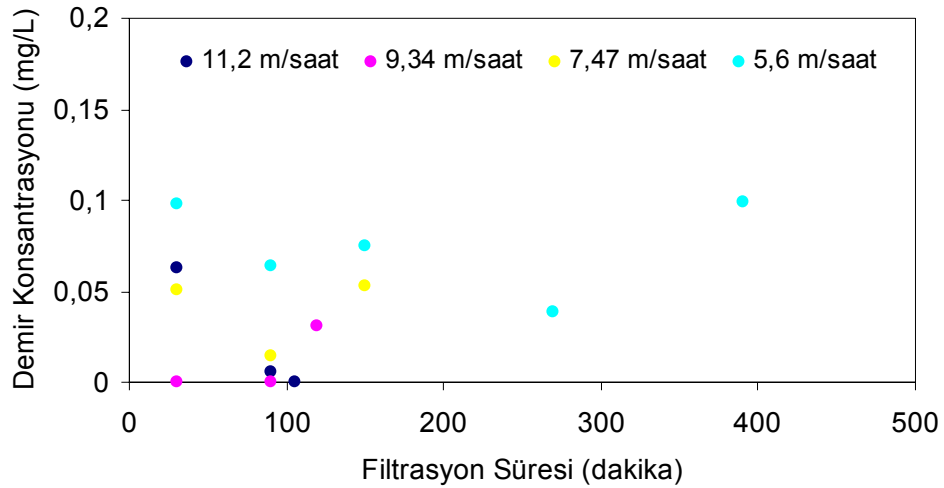
Şekil 5.9: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

Çalışmada uygulanan en düşük yükleme hızında (5.60 m/saat) bile yük kaybı 390'ıncı dakikada 104'cm'ye ulaşmıştır (Şekil 5.10). 90'ıncı dakikadan itibaren 7.47 ile 9.34 m/saat hızlarında yük kaybı eşitlenmiştir. Bu iki hızda oluşan yük kaybı değerleri birbirine oldukça yakın değerlerde seyretmiştir. Şekil 5.7 ve 5.10 karşılaştırıldığında hamsu demir konsantrasyonu ve filtre hızının artışına bağlı olarak yük kaybı oluşum hızının arttığı görülmektedir.



Şekil 5.10: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızları için filtre besleme sularında ölçülen Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 0.267, 0.058, 0.350 ve 0.108 mg/L'dir. Demir konsantrasyonu 9.34 m/saat hızında başlangıçta 0.2 µg/L'nin altında kalmışken 120'inci dakikada 0.031 mg/L olmuştur. 5.60 m/saat hızında çıkıştaki en yüksek demir konsantrasyonları görülmüştür (Şekil 5.11). 5.60 m/saat filtre hızında filtre yüzeyine ulaşan partikül miktarı ile 9.34 m/saat filtre hızında filtre yüzeyine ulaşan partikül miktarı arasındaki fark sebebiyle katalitik etki 5.60'da daha az olmuştur.

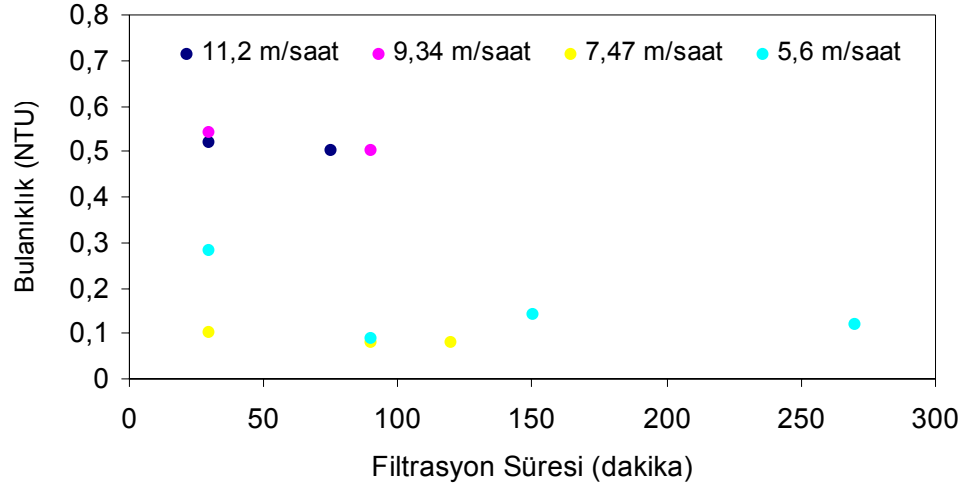


Şekil 5.11: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ε:0.36, deiyonize su)

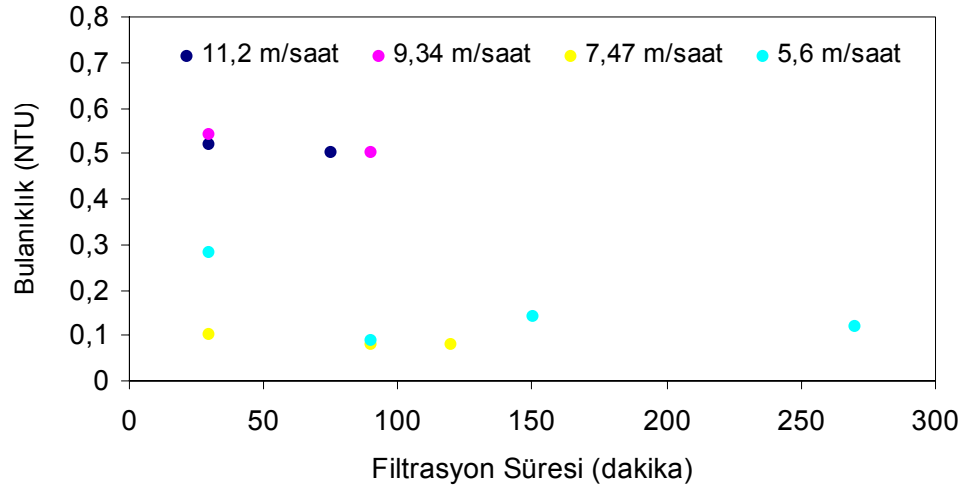
5.2.1.4. 5.0 mg/L demir konsantrasyonu

Oksidasyon sonrası, filtre besleme suyunun bulanıklık değeri 12.0 NTU'dur. Şekil 5.12'de görüldüğü üzere, çıkış bulanıklık değeri yüksek hızlarda (9.34 ile 11.20 m/saat) diğerlerine göre oldukça yüksektir. Yüksek demir konsantrasyonu sebebiyle olgunlaşma süresinin kısılması sonucu 5.60 m/saat hızında bulanıklık değeri zamanla azalmaktadır.

Yükleme hızı ile yük kaybı oluşumunun paralellik arz ettiği Şekil 5.13'de görülmektedir. Çalışmada uygulanan en düşük yükleme hızında (5.60 m/saat) bile yük kaybı 270'inci dakikada 104,3 cm'ye ulaşmıştır. 90'ıncı dakikadan itibaren 7.47 ile 9.34 m/saat hızlarında yük kaybı eşitlenmiştir. Bu iki hızda oluşan yük kaybı değerleri birbirine oldukça yakın değerlerde seyretmiştir.

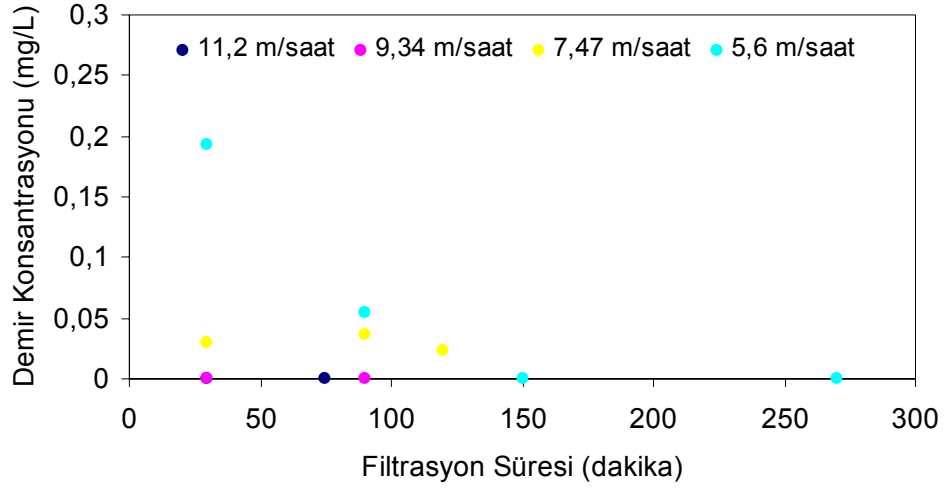


Şekil 5.12: 5.0mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)



Şekil 5.13: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızları için filtre besleme sularında ölçülen Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 0.354, 0.134, 0.696 ve 0.696 mg/L'dir. Şekil 5.14'de görüldüğü üzere 30'uncu dakikada 5.60 m/saat hızında filtre çıkışındaki demir konsantrasyonu 0.193 mg/L olarak ölçülmüş, bu değer 0.055 mg/L'sinin Fe(II) formunda olduğu belirlenmiştir. Bu değerler filtre çıkışında ölçülen demirin büyük bir kısmının 0.45 μ m'den büyük çaplı olduğunu göstermektedir.



Şekil 5.14: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)

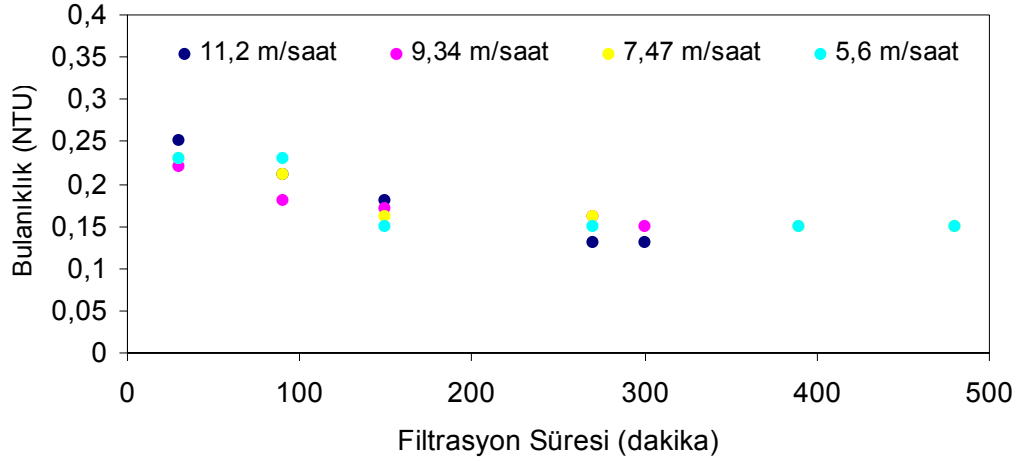
5.2.2. Musluk suyu çalışması

0.36 porozite, 40 cm filtre yatak yüksekliği, 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m³/m².saat filtre hızları, 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L demir konsantrasyonlarında musluk suyunda havalandırma ile oksidasyonu müteakip filtrasyonla yapılan çalışmalarda elde edilen bulanıklık, yük kaybı ve filtre çıkışı demir konsantrasyonları Şekil 5.15 ila Şekil 5.26'da özetlenmiştir.

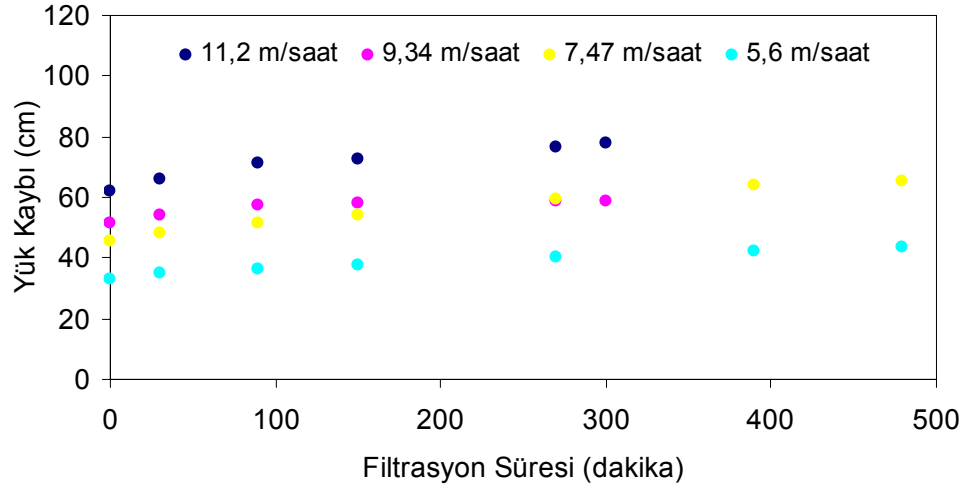
5.2.2.1. 0.5 mg/L demir konsantrasyonu

Filtreyi besleyen tanktaki 0.5 mg/L demirli suyun (ham suyun) oksidasyon sonrası yani filtre besleme suyunun bulanıklık değeri 0.81 NTU'dur. Dört yükleme hızında da zamanla bulanıklık değeri azalmıştır. En yüksek bulanıklık değeri 30'uncu dakikada 11.20 m/saat hızında 0.25 NTU'dur (Şekil 5.15). 150 dakikadan sonra bulanıklık değerlerinin yaklaşık sabit kaldığı Şekil 5.15'de görülmektedir.

Şekil 5.16'ya göre 270'inci dakikada 7.47 ile 9.34 m/saat yüzeysel yüklerde yük kayıpları daha önce yapılmış deneysel çalışmalara benzer şekilde eşitlenmiştir. Yük kaybı 9.34 m/saat hızı hariç zamana bağlı olarak sabit ve düşük bir eğimle artmıştır.



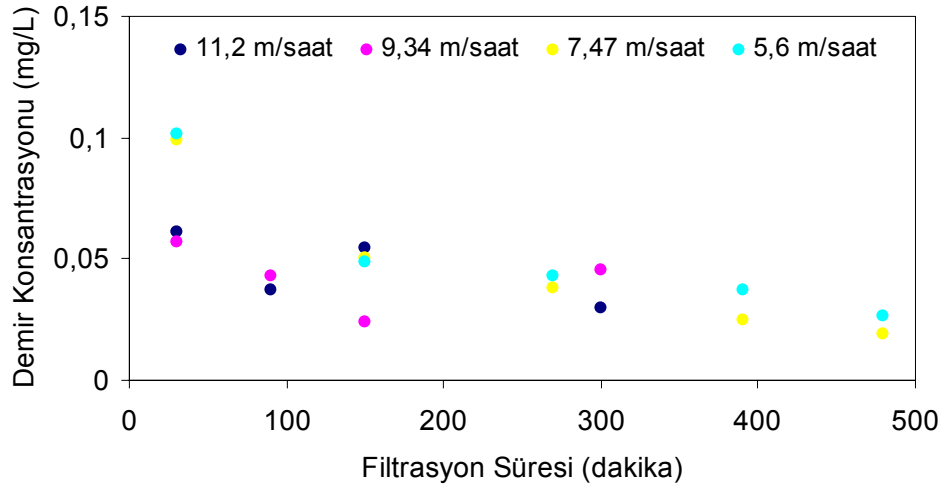
Şekil 5.15: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)



Şekil 5.16: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)

5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızları için filtre besleme sularında ölçülen Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 0.035, 0.035, 0.043 ve 0.043 mg/L'dir. Şekil 5.17'e göre 30'uncu dakikada 5.60 m/saat hızında filtre çıkışındaki demir konsantrasyonu 0.099 mg/L iken bunun 0.002 mg/L'sini ise Fe^{2+} oluşturmaktadır. Benzer durum 7.47 m/saat hızı için de geçerlidir. 30'uncu dakikadaki toplam demir ve Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 9.34 m/saat hızı için 0.057 mg/L ve 0.02 mg/L (Toplam demir/FeII = 2.85), ve 11.20 m/saat filtre hızı için 0.067 ve 0.019 mg/L (Toplam demir/FeII = 3.5)'dir. Şekil 5.17 düşük hızlarda başlangıçta çıkış toplam demir

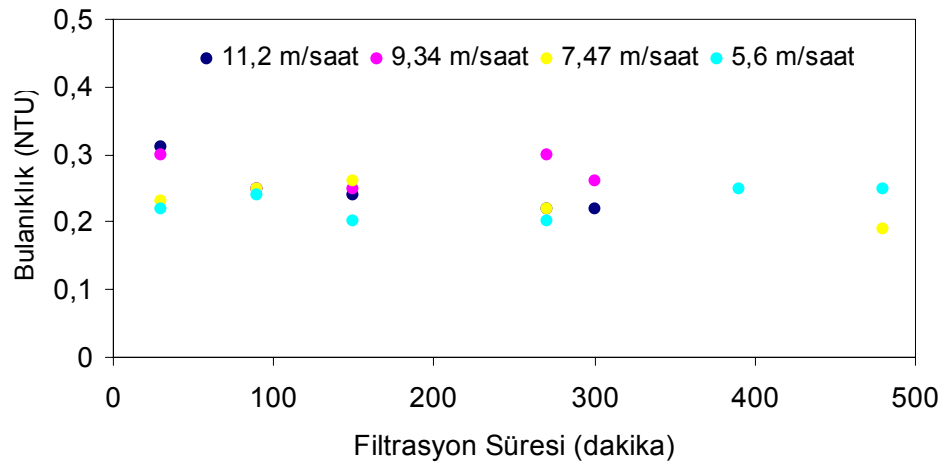
konsantrasyonun daha yüksek olduğunu göstermektedir. Buda daha önce belirtilen olgunlaşma sürecinin bir sonucudur.



Şekil 5.17: 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)

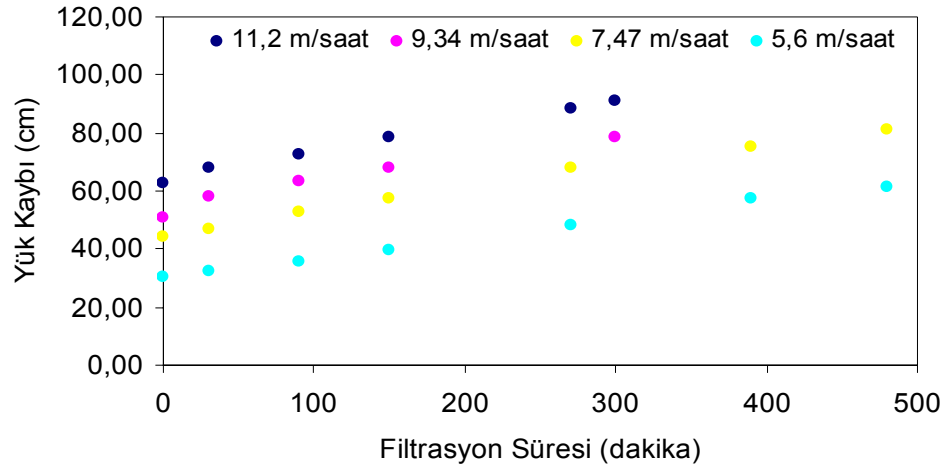
5.2.2.2. 1.0 mg/L demir konsantrasyonu

Filtre besleme suyunun bulanıklık değeri 1.20 NTU'dur. Şekil 5.18 incelendiğinde en yüksek bulanıklık değeri ilk ölçümün yapıldığı 30'uncu dakikada 11.20 m/saat hızında 0.31 NTU'dur. Bulanıklık değerleri işletim süresince çok fazla değişmemiştir.



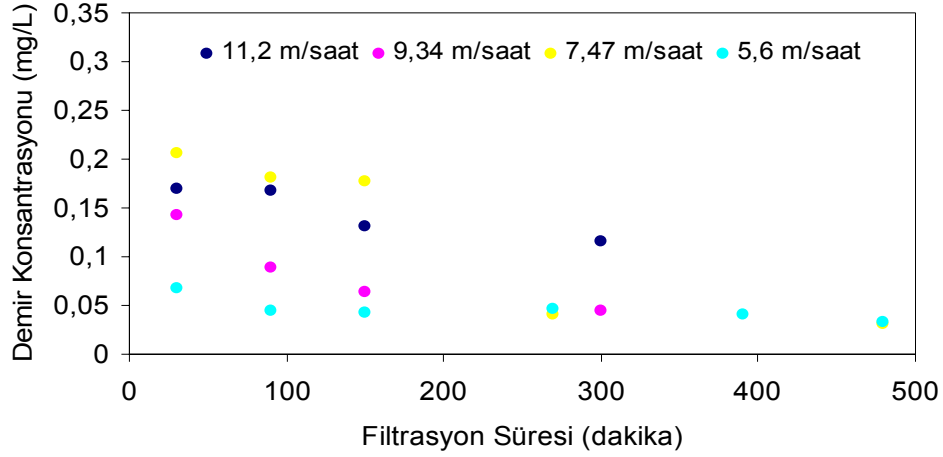
Şekil 5.18: 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)

Şekil 5.19’de görüldüğü üzere filtre hızıyla orantılı ve sabit bir eğimle yük kaybı artışı olmuştur. Dolayısıyla en yüksek yük kaybı 11.20 m/saat hızında oluşmuştur.



Şekil 5.19: 1.0mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi
(ϵ :0.36, musluk suyu)

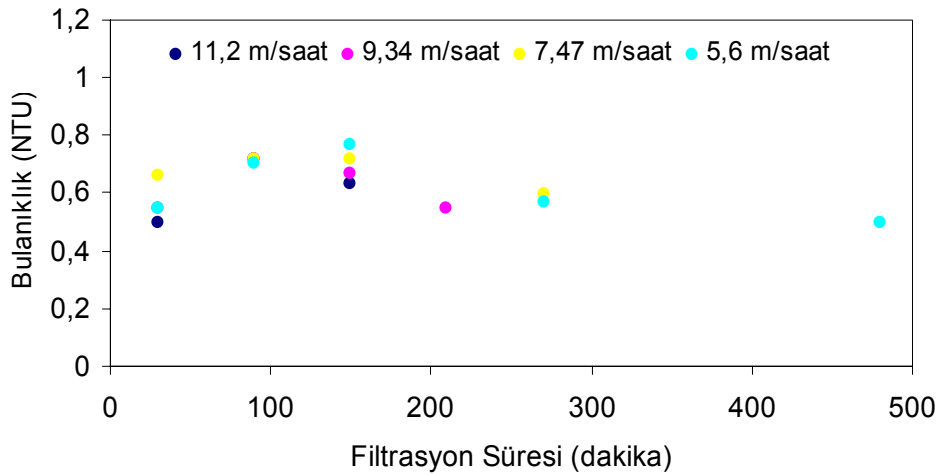
Filtre giriş besleme suyunda 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat hızlarında Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 0.097, 0.247, 0.201, 0.194 mg/L olarak ölçülmüştür. Başlangıçta en yüksek Fe (II) konsantrasyonuna sahip olan 7.47 m/saat filtre hızında filtre çıkışı toplam demir konsantrasyonu ilk 150 dakikada yüksek olmuştur (Şekil 5.20). 7.47 m/saat hızda 30’uncu dakikada toplam demir 0.206 mg/L iken Fe^{2+} ’nin konsantrasyonu 0.074 mg/L’dir (Toplam Demir (TFe)/Fe(II) = 2.78). 150’inci dakikadan sonra 7.47 m/saat filtre hızı için toplam demir çıkış konsantrasyonlarında bir düşüş olmuştur. Bunun sebebinin filtrede biriken demir partiküllerin filtre içindeki katalitik etkisi dolayısıyla Fe(II)’yi okside ederek filtreyi tıkaması olarak düşünülmektedir. Filtre çıkışındaki toplam demir konsantrasyonlarının 5.60 m/saat filtre hızı için en düşük 7.47 m/saat için en yüksek olması tamamen filtre besleme suyundaki Fe(II) konsantrasyonu ile ilişkilidir.



Şekil 5.20: 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)

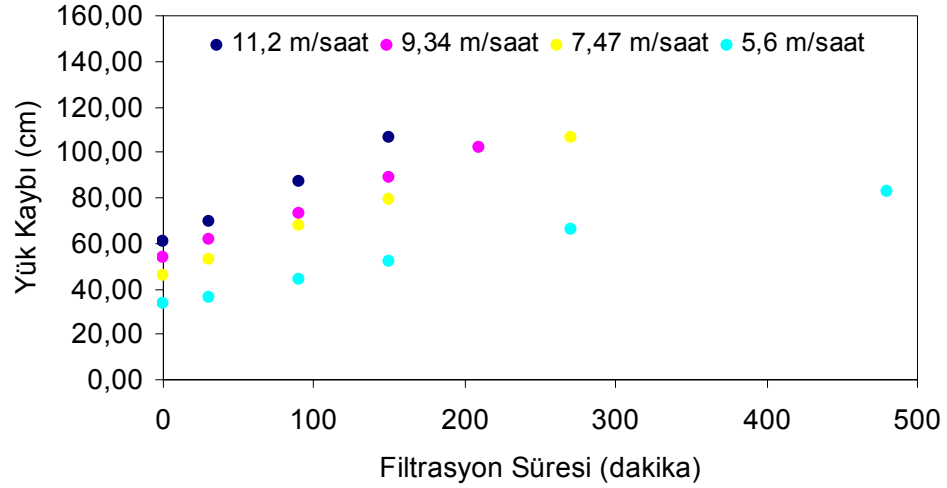
5.2.2.3. 2.5 mg/L demir konsantrasyonu

Filtre giriş besleme suyunun bulanıklık değeri 7.0 NTU'dur. 150'inci dakikada dört filtre hızında da filtre çıkışında en yüksek bulanıklık değerleri elde edilmiştir. Filtre giderim verimi incelendiğinde en yüksek bulanıklık değeri 150'inci dakikada 5.60 m/saat hızında 0.77 NTU'dur. Bulanıklık değerleri ilk 150 dakikada bir miktar artış göstermiştir. 150'inci dakikadan sonra ise azalmaya başlamıştır (Şekil 5.21). Bu artış ve azalışın başlangıçta filtre gözenekleri büyük iken çok küçük partiküllerin filtreyi terketmesinden ve zamanla filtre boşlukları küçüldükçe bazı parçacıkların tutulmaya başlaması sonucu bulanıklığın azalmasından kaynaklandığı düşünülmektedir



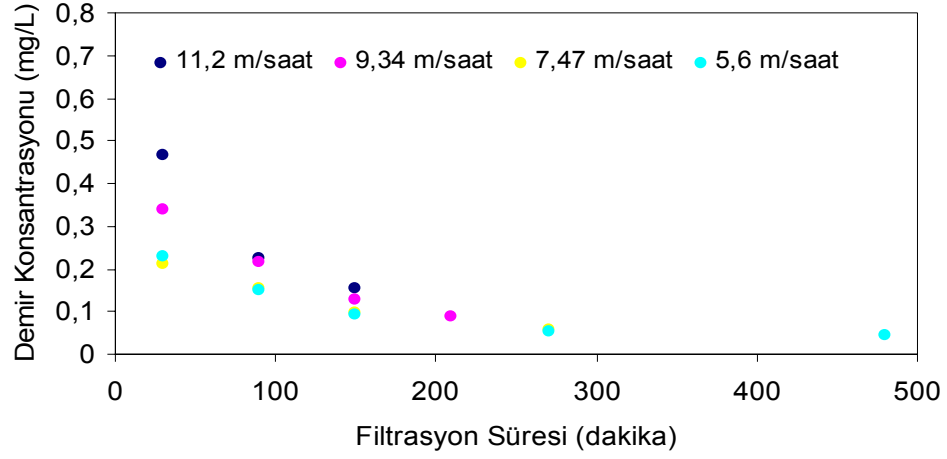
Şekil 5.21: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)

Şekil 5.22'e göre 7.47, 9.34 ve 11.2 m/saat filtre hızlarında yük kaybı değerleri birbirine yakındır. 5.60 m/saat filtre hızında yük kaybı oluşumu diğer hızlardan oldukça farklı ve daha düşüktür. En düşük hızda 480'inci dakikada oluşan yük kaybı 82.80 cm'dir.



Şekil 5.22: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ε:0.36, musluk suyu)

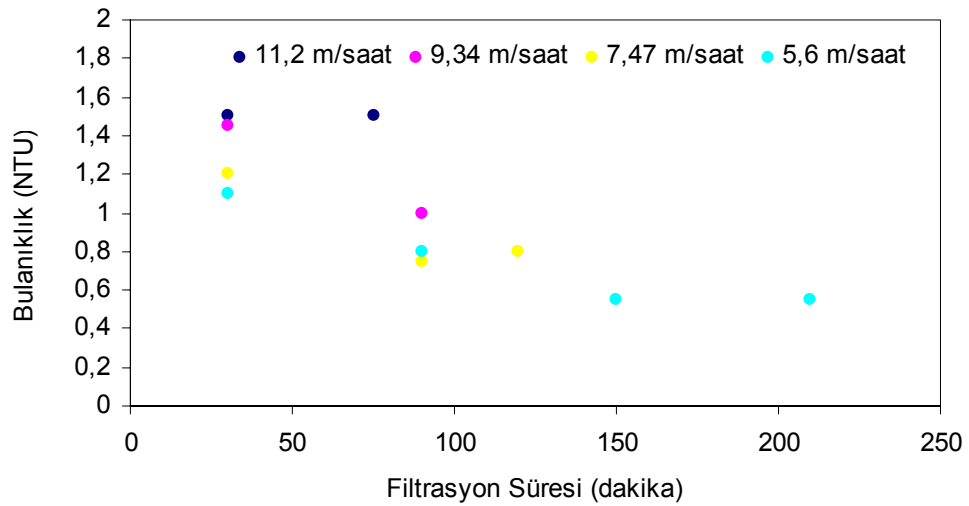
5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızlarında filtre besleme suyundaki Fe(II) konsantrasyonları 0.316, 0.212, 0.351 ve 0.751 mg/L olarak ölçülmüştür. Filtre çıkışında en yüksek toplam demir konsantrasyonu 30'uncu dakikada 11.20 m/saat hızında 0.468 mg/L ve Fe(II) konsantrasyonu 0.251 mg/L olarak belirlenmiştir. Aynı hızda 150'inci dakikada ölçülen toplam demir 0.152 mg/L ve Fe(II) konsantrasyonu ise 0.088 mg/L'dir. Dört filtre hızında da zamanla filtre çıkışındaki toplam demir konsantrasyonunun azaldığı görülmektedir (Şekil 5.23).



Şekil 5.23: 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ε:0.36, musluk suyu)

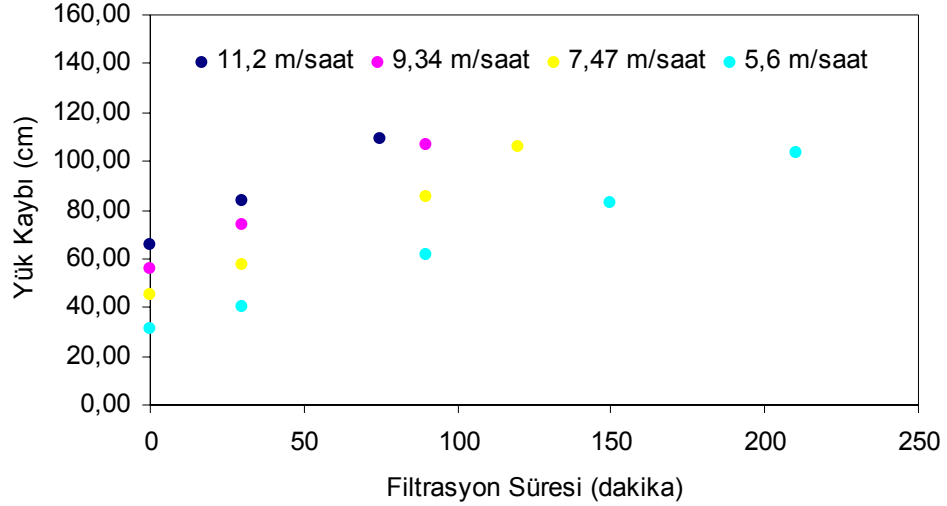
5.2.2.4. 5.0 mg/L demir konsantrasyonu

5.0 mg/L toplam demir ihtiva eden su havalandırıldıktan sonra, filtre besleme suyundaki bulanıklık değeri 12 NTU civarındadır. En yüksek bulanıklık değeri 30 ve 75'inci dakikalarda 11.20 m/saat hızında 1.50 NTU olarak görülmüştür (Şekil 5.24). Aslında 11.20 m/saat filtre hızında tıkanmanın hızlı meydana gelmesinden dolayı bulanıklığın zamanla sabit kaldığı görülmektedir. Buna karşılık 5.60 m/saat hızında bulanıklık değeri ancak 150'inci dakikadan sonra sabit hale gelmiştir.



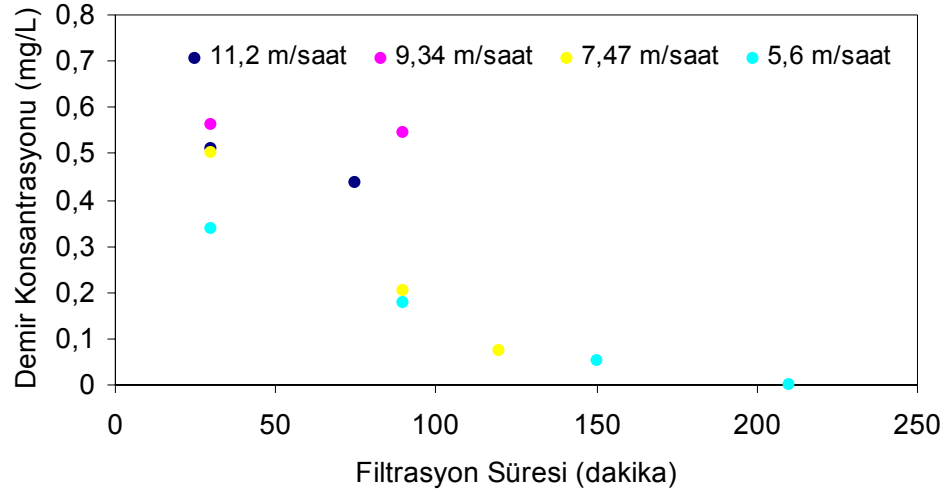
Şekil 5.24: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ε:0.36, musluk suyu)

Şekil 5.25’de görüldüğü üzere 9.34 ile 11.20 m/saat hızında oluşan yük kaybı değerleri birbirine yakındır. En yüksek yük kaybı 11.20 m/saat hızında olurken en düşük yük kaybı ise 5.60 m/saat hızında meydana gelmiştir. En düşük filtre hızında bile 210’uncu dakikada yük kaybı 103,70 cm olmuştur. Bu konsantrasyonda çalışmayı sınırlayıcı faktör yük kaybıdır.



Şekil 5.25: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi
(ϵ :0.36, musluk suyu)

Filtre besleme suyundaki Fe(II) konsantrasyonu 5.60, 7.47, 9.34, ve 11.20 m/saat hızları için sırasıyla 1.129, 1.129, 1.511 ve 1.511 mg/L’dir. Filtre çıkışında en yüksek toplam demir konsantrasyonu 9.34 m/saat hızında 30’uncu dakikada ölçülmüştür. Bu dakikada ölçülen toplam demir ve Fe(II) değerleri sırasıyla 0.564 ve 0.564 mg/L’dir. Toplam demir konsantrasyonu 5.60 ve 7.47 m/saat hızlarında zamanla 0.2 mg/L’nin altına düşmüştür (Şekil 5.26).



Şekil 5.26: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)

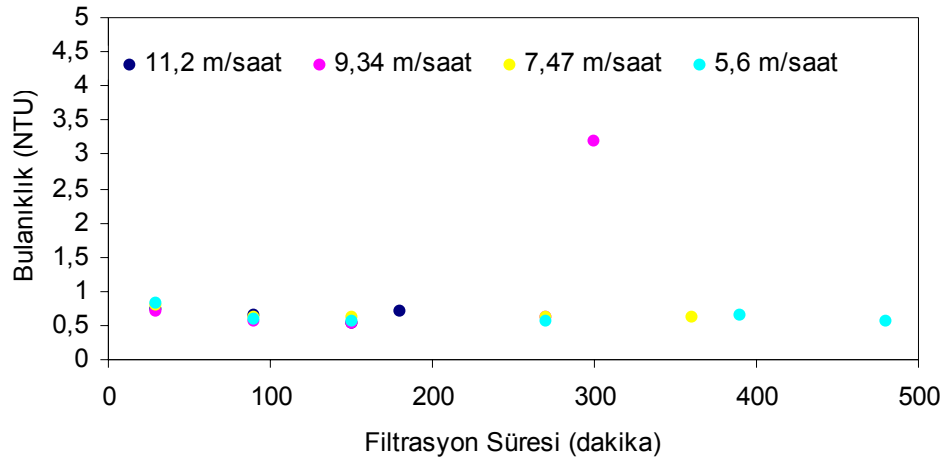
5.2.3. 0.40 porozitede çalışma

1.0 mg/L ve daha düşük demir konsantrasyonlarında 0.36 porozite değerinde iyi çıkış suyu kalitesi elde edilmiş ve zamana bağlı yük kaybı artışı yavaş meydana gelmiştir. Bu konsantrasyonlarda 0.36 porozite değerindeki çalışmada bir sorun yaşanmamıştır. 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonlarında 0.36 porozite değerinde yük kaybının hızlı oluşması ile filtre çalışma süresinin sınırlanmasından dolayı sorun yaşanmıştır. Bu soruna çözüm bulabilmek amacıyla 0.36 porozite değerinden yüksek bir porozitede (ϵ :0.40) çalışma yapılmıştır. 0.36 porozite değerinde 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtrasyon süresi en düşüktür. Bu sebeple çalışmanın bu bölümü 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda gerçekleştirilmiştir. Elde edilen bulanıklık, yük kaybı ve filtre çıkışı demir konsantrasyonları Şekil 5.27 ile Şekil 5.32 arasında verilmiştir.

5.2.3.1. 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda deiyonize su çalışması

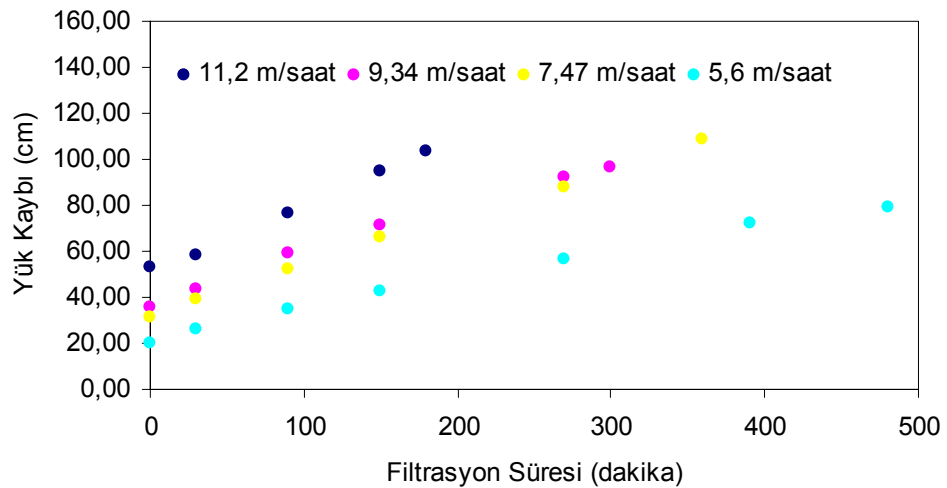
Filtre besleme suyu bulanıklık değeri 10.0 NTU'dur. Bulanıklık değerleri dört filtre hızında da birbirine yakın değerlerdedir (<0.83 NTU) (Şekil 5.27). 300'üncü dakikada 9.34 m/saat hızında ise ani pik bulanıklık değeri görülmüştür. Bu değer 3.2 NTU'dur. Bunun sebebi demir ilerlemesinin 40 cm'ye ulaşmasıdır. Yani filtre yatağı boyunca demir ilerlemesi olmuş ve çıkış suyunda yüksek konsantrasyon

görülmüştür. 11.20 m/saat filtre hızında sınır yük kaybı değerine 180'inci dakikada ulaşıldığında çalışma sonlandırıldığından tüm yatak boyunca demir ilerlemesi görülmemiştir.



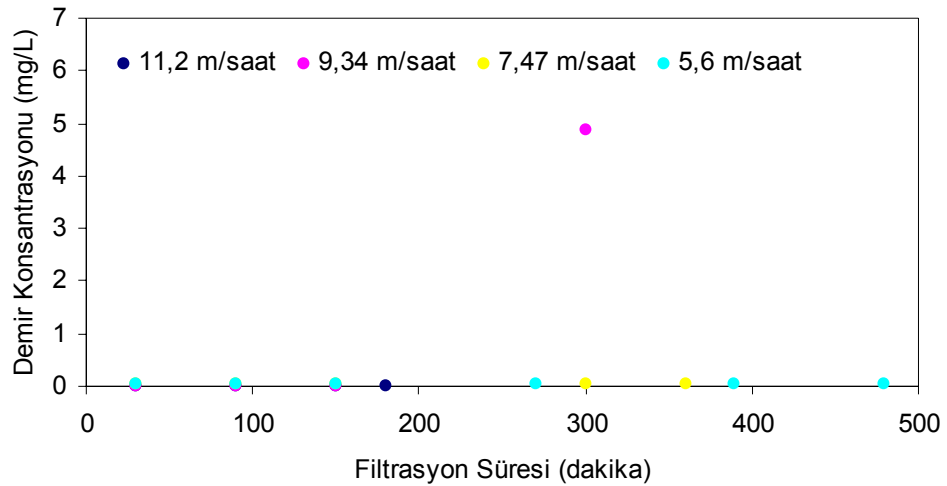
Şekil 5.27: 5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su)

Şekil 5.28'e göre 7.47 ile 9.34 m/saat hızlarında yük kaybı değerleri birbirine yakındır. En yüksek yük kaybı değerleri 11.20 m/saat hızlarında meydana gelmiştir. 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat hızlarında filtrasyonu kısıtlayıcı faktör yük kaybı iken 5.60 m/saat hızında ise süre kısıtlaması yapılmıştır.



Şekil 5.28: 5 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su)

Filtre besleme suyunda 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızları için Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 0.414, 0.414, 0.753 ve 0.753 mg/L'dir. 300'üncü dakikada 9.34 m/saat hızında çıkıştaki toplam demir konsantrasyonu 4.88 mg/L olmuştur. Bu durum filtre yatağı boyunca flok ilerlemesinin ve çıkış suyu kalitesinin izlenmesi gerektiğini göstermektedir. 7.47 m/saat hızında 30'uncu dakikada toplam demir 0,035 mg/L ve Fe(II) konsantrasyonu 0.027 mg/L olarak ölçülmüştür (Şekil 5.29).

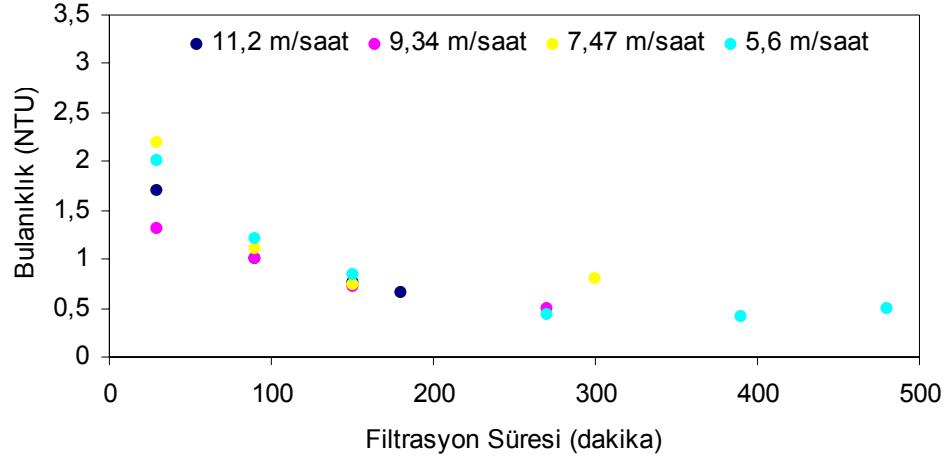


Şekil 5.29: 5 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi (ϵ :0.40, deiyonize su)

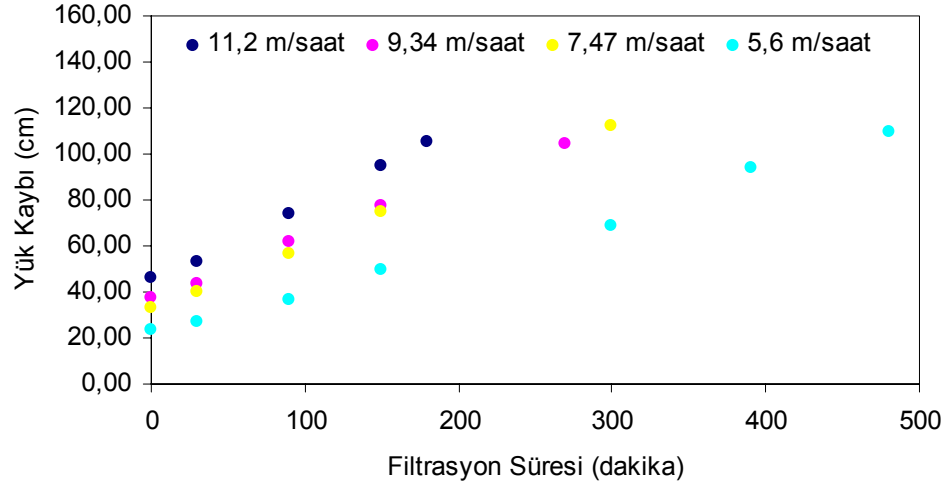
5.2.3.2. 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda musluk suyu çalışması

Filtre besleme suyu bulanıklık değeri ortalama 15.0 NTU'dur. Şekil 5.30'a göre filtre çıkışında en yüksek bulanıklık değeri 7.47 m/saat hızında 2.2 NTU mertebesinde 30'uncu dakikada görülmüştür. Aynı filtre hızı, 0.40 porozite değerinde deiyonize suda 30'uncu dakikadaki bulanıklık değeri 0.6 NTU civarındadır. Musluk suyundaki bulanıklık değerinin yaklaşık 4 kat daha yüksek olması demirin organik maddelerle kompleksler oluşturarak filtreyi terk etmesidir.

Şekil 5.31'de görüldüğü üzere 5.60 m/saat hızında da 480'inci dakikada yük kaybı değeri 109,30'dur. 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat hızlarında yük kaybı sabit bir eğimle oluşurken, 5.60 m/saat hızında 150'inci dakika ile 300'üncü dakikada eğimin değiştiği görülmektedir. Bu hızda zamanla tutulan maddenin artması yük kaybı eğimini artırmıştır.

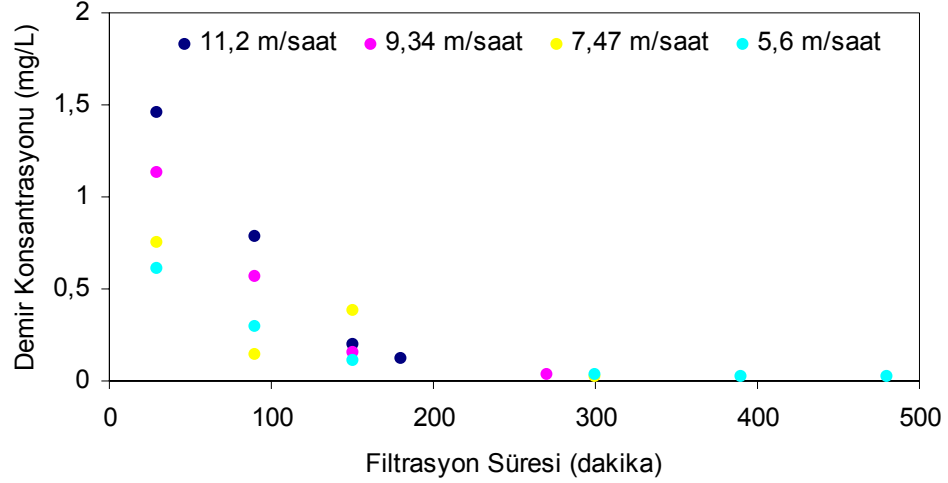


Şekil 5.30: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışındaki bulanıklığın zamanla değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu)



Şekil 5.31: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtrede yük kaybının değişimi (ϵ :0.40, musluk suyu)

Filtre besleme suyunda Fe(II) konsantrasyonları 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat hızları için 1.47, 1.47, 2.218 ve 2.218 mg/L olarak ölçülmüştür. Şekil 4.32'a göre filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonu zamanla dört hız için de azalmıştır. En yüksek toplam demir konsantrasyonu 11.20 m/saat hızında 30'uncu dakikada 1.46 mg/L ve Fe(II) konsantrasyonu 1.209 mg/L olarak ölçülmüştür. Deiyonize suda filtre besleme suyundaki Fe(II) konsantrasyonları 0.414 ila 0.753 mg/L iken musluk suyunda 1.47 ila 2.22 mg/l olarak belirlenmiştir. Görüldüğü gibi musluk suyunda bulunan organik ve inorganik bileşenler demirin oksidasyon hızını en az üç kat azaltmaktadır.



Şekil 5.32: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre çıkışında toplam demir konsantrasyonunun zamanla değişimi ($\epsilon:0.40$, musluk suyu)

5.3 Farklı Demir Konsantrasyonlarında Başlangıç Yük Kayıplarının Carman-Kozeny, Rose ve Ergun Denklemleri ile Karşılaştırılması

Bölüm 3.2’de yük kaybını hesaplamada kullanılan denklemler özetlenmiştir. Bu özet literatür bilgilerine göre Carman-Kozeny (3.18), Rose (3.31) ve Ergun’nun (3.33) denklemleri yaygın olarak temiz filtre yük kaybı hesaplamalarında kullanılmaktadır. Yapılan deneysel çalışmalarda oluşan başlangıç yük kayıpları Carman-Kozeny (3.18), Rose (3.31) ve Ergun (3.33) denklemleri ile karşılaştırılmıştır. Karşılaştırmadaki temel amaç oksidasyonu müteakip suda bulunan Fe(II) ve Fe(III)’lerin başlangıç yük kaybına etkisini belirlemektir. Carman-Kozeny denklemi tekrar yazılarak Denklem (3.18) elde edilmiştir.

$$\left[\frac{\Delta H}{\Delta L} \right] = 2 * k_t * \left[\frac{\mu}{\rho * g} \right] * \left[\frac{(1 - \epsilon)^2}{\epsilon^3} \right] * S_v^2 * V \quad (3.18)$$

$2 * k_t$ yerine K katsayısı ve spesifik yüzey (S_v) değeri denklemdeki yerine yazılırsa Denklem (3.18) aşağıdaki şekle dönüşmektedir:

$$\Delta H = \Delta L * K * \left[\frac{\mu}{\rho * g} \right] * \left[\frac{(1 - \epsilon)^2}{\epsilon^3} \right] * \left(\frac{6}{d_g * \psi} \right) * V$$

Rose denklemi;

$$\Delta H = \frac{1,067}{\psi} \cdot C_d \cdot \frac{1}{\varepsilon^4} \cdot \frac{\Delta L}{dg} \cdot \frac{V_s^2}{g} \quad (3.31)$$

şeklindedir. C_D sürtünme katsayısıdır ve Reynolds sayısına bağlı olarak aşağıdaki şekilde hesaplanmaktadır.

$$R_e = \frac{\rho \cdot V \cdot \psi \cdot d_g}{\mu}$$

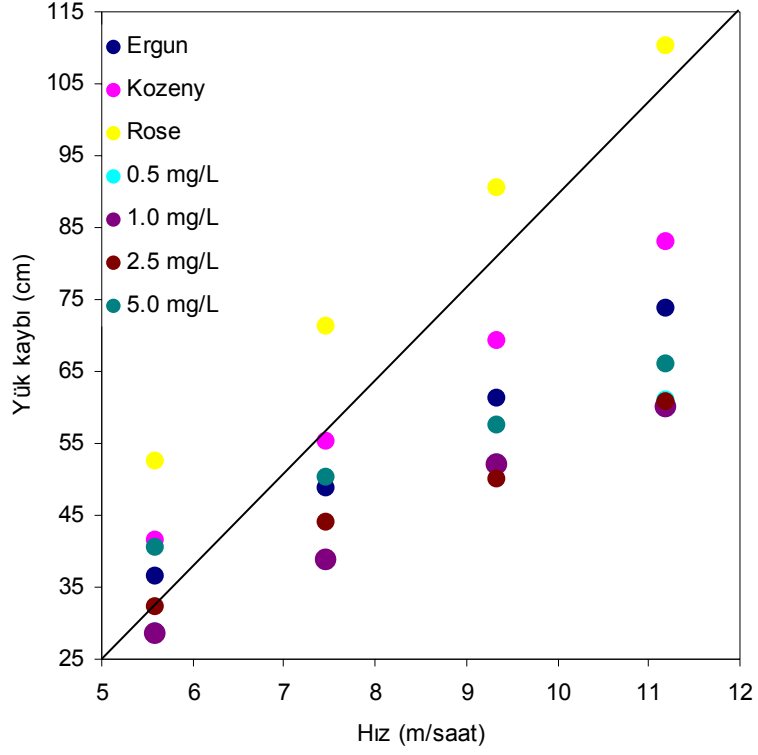
$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{Re} + 0.34$$

Ergun denklemi;

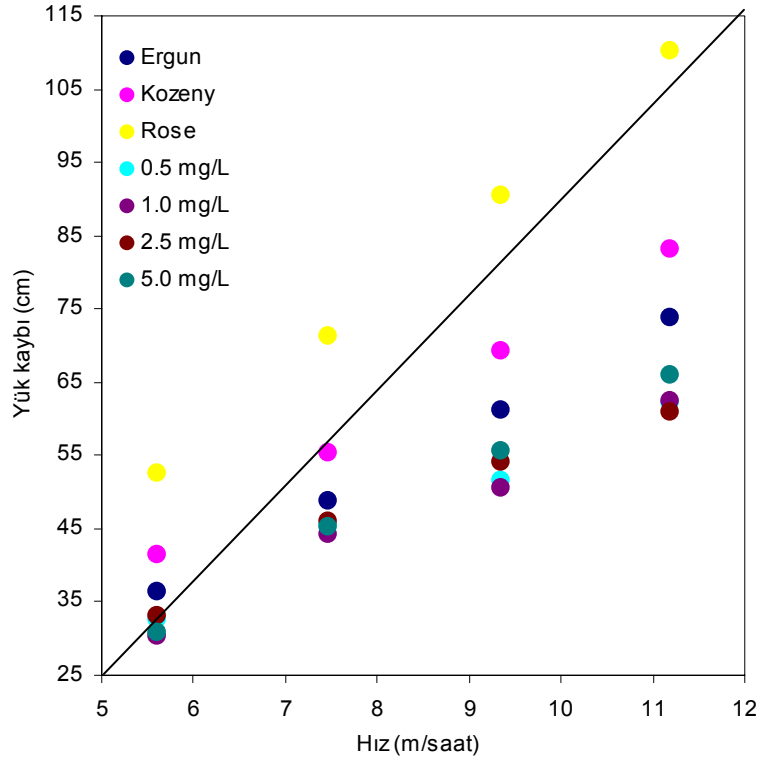
$$\frac{h_l}{L} = \frac{150 \cdot \mu}{\rho \cdot g} \cdot \frac{(1-\varepsilon)^2}{\varepsilon^3} \cdot \frac{v_s}{(\psi \cdot d)^2} + k \cdot \frac{1-\varepsilon}{\varepsilon^3} \cdot \frac{v_s^2}{\psi \cdot d \cdot g} \quad (3.33)$$

şeklindedir. k katsayısının değerinin 1.75 olduğu belirtilmiştir (Ergun, 1952).

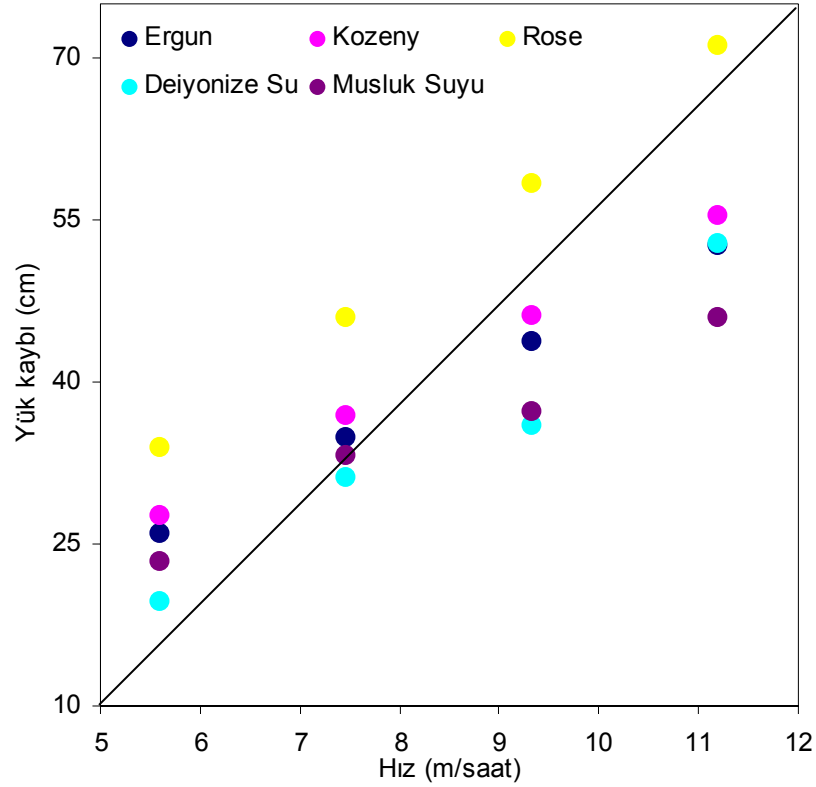
Şekil 5.33, 34 ve 35’de Carman-Kozeny, Ergun, Rose ve bu tez çalışmasında gözlenen yük kayıpları görülmektedir. Şekilde Rose denkleminin gözlenen değerlerden çok fazla olduğu açıkça görülmektedir. Bunun temel sebebi, Rose denkleminin tam küresel veya küresele yakın partiküller ile laminar akışa göre çıkartılmış olmasıdır. Bu çalışmada İSKİ filtrasyon ünitelerinde kullanılan 0,80 küreselliğe sahip kum malzemesi kullanılmıştır. Bu sebeple Rose denklemi ile gözlenen arasında büyük fark mevcuttur. Carman-Kozeny, Ergun ve gözlenen değerler arasında da bir fark mevcuttur.



Şekil 5.33: Carman-Kozeny, Rose, Ergun ve gözlenen temiz filtre yük kayıpları arasındaki ilişki (Deiyoniz su, $\epsilon:0.36$)



Şekil 5.34: Carman-Kozeny, Rose, Ergun ve gözlenen temiz filtre yük kayıpları arasındaki ilişki (Musluk suyu, $\epsilon:0.36$)



Şekil 5.35: Carman-Kozeny, Rose, Ergun ve gözlenen temiz filtre yük kayıpları arasındaki ilişki ($C=5.0 \text{ mg/L}$, $\epsilon:0.40$)

Gözlenen değerler 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L Fe(II) konsantrasyonlarında elde edilen verilere ait başlangıç yük kaybı değerlerine aittir. Sonuç olarak 5 mg/L'ye kadar olan demir konsantrasyonlarının başlangıç yük kayıpları üzerinde çok belirgin bir etkisinin olmadığı görülmüştür.

Bu çalışmada Şekil 5.33 ile 5.35'de görüldüğü üzere başlangıç filtre hızları literatürde en yaygın kullanılan temiz filtre yük kaybı denklemlerinden daha düşük değerler vermektedir. Bu farklılığın teorik denklemlerin bir takım kabuller yapılarak çıkarılması, geliştirilen ifadelerin gerçekleşmesinde sıvı yerine gaz kullanılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Ortamin porozitesi arttıkça Carman-Kozeny ve Ergun denklemlerinin verdiği sonuçlar ile bu çalışmada gözlenen gerçek sıvı kullanılarak yapılan deney sonuçları birbirine daha çok yaklaşmaktadır. Akışkanın viskozitesinin artmasının ölçme sonucu elde edilecek yük kaybı değerleri ile Carman-Kozeny ve Ergun denklemleri yük kaybı değerleri arasındaki farkı artıracak sonucuna ulaşılmıştır.

5.4 Filtre Yatağı Boyunca Demir İlerlemesi

Oksitlenen Fe(II) kırmızı renkli Fe(III) partiküllerine dönüşmektedir. Fe(III) partiküllerinin renkli olması filtre yatağı içersinde demirin ilerleme mesafesinin belirlenmesine yardımcı olmaktadır. 5.0 ve 2.5 mg/L demir konsantrasyonlarında demirin yatak içersinde ilerlemesi renk vasıtasıyla belirlenirken 1.0 ve 0.5 mg/L demir konsantrasyonlarında çok belirgin bir renk oluşmadığından ilerleme mesafesi tam olarak belirlenememiştir. Şekil 5.36'de demir ilerlemesi görülmektedir. Demir ilerlemesine ait diğer şekiller EK A'da verilmiştir.



Şekil 5.36: Filtre yatağı içersinde demir ilerlemesine ait örnek bir görüntü

Filtre içersinde ilerleyen demirin geri yıkama suyu ile ne kadarının tekrar geri kazanıldığını belirleyebilmek için tablolar oluşturulmuştur (Tablo 5.2-5.5). Bu tablolarda demir ilerleme mesafesi de belirtilmiştir. Filtreye verilen demir konsantrasyonu (C) ile filtre edilen su hacmi (V) bilinmektedir. Filtre edilen suda bulunan toplam demir miktarı (σ) $C \cdot V$ ile hesaplanmaktadır. Filtrasyon işlemi sona erdirildikten sonra geri yıkama yapılmaktadır. Geri yıkamaya ait şekiller EK A'da görülmektedir. Geri yıkamada kullanılan su hacimleri (V_g) ile bu su hacminde

bulunan demir konsantrasyonu (C'') ve bulanıklık değerleri ölçülmüştür. Filtre edilen toplam demir miktarı geri yıkama hacmine bölününce (σ / V_g) demirin % 100 oranında tutulduğu ve geri yıkama ile demirin kazanıldığı düşünülerek geri yıkama suyunun birim hacminde bulunması gereken demir konsantrasyonu (C') hesaplanmaktadır. Geri yıkamanın birim hacminde bulunması gereken demir konsantrasyonu ile ölçülen demir konsantrasyonunun farkı ($C''' = C' - C''$) filtreden geçen ve/veya geri yıkama sonrası filtrede kalan demir konsantrasyonu bulunmuştur. 0.36 porozite durumunda demir ilerleme mesafesi ile filtreden geçen ya da filtrede kalan demir konsantrasyonları deiyonize su için Tablo 5.2'de, musluk suyu için Tablo 5.3'de ve 0.40 porozite olması halinde deiyonize su için Tablo 5.4 ile musluk suyu için Tablo 5.5'de görülmektedir

0.36 porozitede deiyonize suda $C' - C''$ arasındaki en büyük fark (bu fark filtrede tutulan ve/veya geçen demir konsantrasyonunu göstermektedir) 3.075 mg/L ile 7.47 m/saat hızı ve 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda görülmüştür. En büyük farkın meydana geldiği şartları yansıtan Şekil 5.11'de filtreden çıkan demir konsantrasyonları görülmektedir. Filtreden geçen toplam demir miktarı ölçülen analiz sonuçları kullanılarak 0.488 mg olarak bulunmuştur. Çıkan demir konsantrasyonları 30'uncu dakikada 0.051 mg/L, 90'ıncı dakikada 0.014 mg/L ve 150'inci dakikada 0.053 mg/L'dir. Buradan hareketle filtreden çıkan toplam demir $= \Delta t_1 * Q * C_1 + \Delta t_2 * Q * C_2 + \Delta t_3 * Q * C_3 = 30 \text{ dk.} * 0.088 \text{ L/dk} * 0.051 \text{ mg/L} + 60 * 0.088 \text{ L/dk} * 0.014 \text{ mg/L} + 60 \text{ dk.} * 0.088 \text{ L/dk} * 0.053 \text{ mg/L} = 0.488 \text{ mg}$ olarak hesaplanmıştır. Filtreden çıkan ve/veya filtrede geri yıkama sonrası kalan toplam demir miktarı yaklaşık olarak $3.075 * 4.80 - 0.488 = 14.27 \text{ mg}$ 'dır. Geri yıkama sonrası filtre yatağında kalan miktarı tam belirleyebilmek için filtrasyonun başladığı andan sonlandırılana kadar çok sık konsantrasyon ölçümlerinin yapılması gerekmektedir. Çünkü filtrasyon düzeneği dinamik bir sistemdir. Özellikle ilk 30 dakika içerisinde olgunlaşma tamamlanana kadar farklı konsantrasyonlarda geçiş mümkün olmaktadır. Olgunlaşma süreci tamamlandıktan sonra çıkış konsantrasyonlarında yine değişim olmaktadır. Ancak bu değişimler ilk 30 dakikaya göre daha azdır. Konsantrasyonda değişimin başladığı anı belirleyebilmek oldukça önemlidir. O an belirlenemez ise filtre yatağında kalan demir miktarı hesapları gerçeği yansıtmaz. Bu çalışma kapsamında da sık periyotlarla konsantrasyon ölçümleri yapılamamıştır. Bu sebeple, filtrede kalan miktar, ancak ölçüm yapılan konsantrasyonlardan yola çıkılarak

mertebe olarak hesaplanabilmektedir. Dolayısıyla gerçeği yaklaşık olarak yansıtamamaktadır. Deiyonize su çalışmasında filtreden çıkan toplam demir konsantrasyonunları Şekil 5.5, 5.8, 5.11 ve 5.14’de gösterilmiştir.

Tablo 5.2 : Deiyonize suda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.36)

C (mg/L)	V (L)	σ (mg)	V _g (L)	Bulanıklık (NTU)	C' (mg/L)	C'' (mg/L)	C'''=C'- C'' (mg/L)	Demir iler.(cm)
5.0	9.90	49.50	4.50	0.52	11.000	9.633	1.367	17
5.0	9.90	49.50	4.40	0.60	11.250	10.790	0.460	16
5.0	10.56	52.80	4.45	0.42	11.865	9.606	2.259	13.5
5.0	17.82	89.10	4.90	0.42	18.184	16.094	2.090	17
2.5	13.86	34.65	4.50	0.35	7.700	7.024	0.676	7
2.5	13.20	33.00	4.40	0.30	7.500	5.264	2.236	7
2.5	13.20	33.00	4.80	0.44	6.875	3.800	3.075	6.5
2.5	25.74	64.35	4.30	0.41	14.965	12.620	2.345	13
1.0	39.60	39.60	4.30	0.25	9.209	6.174	3.035	-
1.0	33.00	33.00	4.15	0.22	7.952	6.073	1.879	-
1.0	42.24	42.24	4.00	0.65	10.560	7.943	2.617	-
1.0	31.68	31.68	4.00	0.52	7.920	6.762	1.190	-
0.5	39.60	19.80	4.50	0.25	4.400	2.657	1.743	-
0.5	33.00	16.50	4.00	0.30	4.125	2.171	1.954	-
0.5	42.24	21.12	4.05	0.61	5.215	3.782	1.433	-
0.5	31.68	15.84	4.05	0.61	3.911	2.984	0.927	-

Geri yıkama işleminin tamamlandığı anda alınan numunenin bulanıklık değeri ölçülmüştür. Geri yıkamanın uygunluğu için bulanıklık değerine bakılmaktadır. Bulanıklık değeri 10 NTU’yunun altında ise geri yıkamanın uygun olduğu belirtilmektedir (Pizzi,1999). Deiyonize su çalışmasının geri yıkama işleminde bulanıklık değerleri 0.61 NTU’nun altında kalmıştır.

Geri yıkama suyu hacimlerindeki fark, filtre yatağında kumun aniden kütle halinde kalkmasını önlemek için düşük debi verilerek tüm yatağın yerinden oynaması sağlandıktan sonra %50 genişleme durumuna getirilmesinden kaynaklanmaktadır.

Demirin yatak içersinde en fazla ilerlemesi 5.0 mg/L konsantrasyonunda görülmüş ve ilerleme miktarı 11.20 m/saat hızında 17 cm olarak ölçülmüştür. Demir ilerlemesi filtre yatağı içerisinde yük kaybının değişimini etkilemektedir. Filtre yatağı içerisinde

yük kaybının zamanla değişimi deiyonize su için EK B’de Şekil 1B ila Şekil 16B’de görülmektedir.

0.36 porozitede musluk suyunda $C'-C''$ arasındaki fark 5.442 mg/L ile, 11.20 m/saat hızı ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda görülmüştür (Tablo 5.3). Şekil 5.26 kullanılarak deiyonize su çalışmasına benzer hesaplama yapıldığında yaklaşık olarak filtreden geçen toplam demir miktarı 4.613 mg ve filtreden geçen ve/veya geri yıkama sonrası filtre yatağında kalan toplam demir miktarı 17.155 mg olarak bulunmuştur. Demir konsantrasyonuna bağlı olarak $C'-C''$ arasındaki farkta bir azalma görülmektedir. Musluk suyu çalışmasında filtreden çıkan toplam demir konsantrasyonunları Şekil 5.17, 5.20, 5.23 ve 5.26 ’de gösterilmiştir. Geri yıkama suyunun bulanıklık değeri tüm çalışma boyunca 1.10 NTU düşük kalmıştır. Geri yıkama suyu hacmi ise en yüksek 4.45 L olmuştur.

Tablo 5.3 : Musluk suyunda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.36)

C (mg/L)	V (L)	σ (mg)	V_g (L)	Bulanıklık (NTU)	C' (mg/L)	C'' (mg/L)	$C'''=C'-C''$ (mg/L)	Demir iler.(cm)
5.0	9.90	49.50	4.00	0.98	12.375	6.933	5.442	9
5.0	9.90	49.50	4.00	1.10	12.375	7.163	5.212	7
5.0	10.56	52.80	4.10	0.90	12.878	9.551	3.327	8
5.0	13.86	69.30	4.10	0.92	16.902	12.132	4.770	6
2.5	19.80	49.50	4.15	0.60	11.928	8.144	3.784	19
2.5	23.10	57.75	4.40	0.50	13.125	8.605	4.520	17
2.5	23.76	59.40	4.00	0.97	14.850	10.160	4.690	15
2.5	31.68	79.20	4.30	0.50	18.419	15.570	2.849	16
1.0	39.60	39.60	4.10	0.42	9.659	5.440	4.219	-
1.0	33.00	33.00	4.40	0.50	7.500	5.329	2.171	-
1.0	42.24	42.24	4.00	0.38	10.560	8.893	1.667	-
1.0	31.68	31.68	4.00	0.45	7.920	6.275	1.645	-
0.5	39.60	19.80	3.95	0.52	5.013	3.890	1.123	-
0.5	33.00	16.50	4.10	0.54	4.024	3.390	0.634	-
0.5	42.24	21.12	4.10	0.27	5.151	4.178	0.973	-
0.5	31.68	15.84	4.45	0.26	3.560	2.427	1.133	-

Tablo 5.2 ve Tablo 5.3’de geri yıkama suyu hacim kolonları karşılaştırıldığında özellikle 2.5 ve 5.0 mg/L filtre girişi demir konsantrasyonlarında deiyonize su geri yıkama suyu hacimlerinin musluk suyuna göre daha fazla olduğu görülmektedir. Bu durum deiyonize suda daha sıkı ve sağlam yumakların oluştuğunu ve geri yıkama sırasında filtre malzemesinden hemen kopmadığını göstermektedir.

Tablo 5.2 ve Tablo 5.3'deki C''' kolonlarındaki değerler incelendiğinde filtreden geçen ve/veya geri yıkama sonrası filtrede kalan toplam demir konsantrasyonları musluk suyu kullanılması halinde çok daha yüksek olmuştur. Bu durumun musluk suyu içerisinde bulunan maddelerin demir oksidasyonunu olumsuz etkileyerek daha fazla demirin filtreden geçmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Zira, musluk suyu içindeki maddeler hem demir oksidasyonunu olumsuz etkileyerek Fe(II) geçişini artırmakta hemde oluşan demir yumaklarının çevresinin sudaki organiklerle kaplanarak çok küçük partikülerin yumaklarla birleşmesini önlemekte ve filtreden kaçmasına sebep olmaktadır.

Demirin yatak içersinde en yüksek ilerlemesi 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda meydana gelmiştir. En fazla ilerleme 11.20 m/saat hızında 19 cm olarak gözlenmiştir. Filtre yatağı içerinde yük kaybının zamanla değişimi EK B'de musluk suyu için şekil 17B ile şekil 32B arasında görülmektedir.

Tablo 5.2 ve Tablo 5.3'n son kolonları (demir ilerleme miktarları) karşılaştırıldığında biri birinin tersi durum görülmektedir. Demir ilerleme miktarları musluk suyunda genellikle 2.5 mg/L'de 5.0 mg/L'ye göre daha fazla iken,deiyonize suda bunun tamamen tersi sonuçlar gözlenmiştir. Bu durumun musluk suyunda oluşan yumakların özelliklerinden kaynaklanabileceğı düşünülmektedir. Zira, 5 mg/L konsantrasyonunda hem musluk hemde deiyonize su çalışma süreleri eőt (75 dakika) olmasına rağmen, su içerisindeki organiklerin yumak yüzeyini kaplayarak sürtünmeyi artırıcı bir özellik göstermesinin, musluk suyundaki ilerleme miktarını azalatığı sonucuna varılmıştır. Buna karşılık 2.5 mg/L'de filtrasyon süresi deiyonize su için 105 dakika iken musluk suyunda 150 dakika olduğundan musluk suyunda ilerleme miktarı daha fazla olmuştur. Diğer taraftan Bölüm 5.3'deki filtreden geçen toplam demir konsantrasyonlarını gösteren grafiklerden grleceğı üzere filtre yatağında tutulan toplam demir miktarı deiyonize suda daha fazladır. Bu sebeple 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda deiyonize suda demir ilerlemesi musluk suyuna göre daha fazla olmuştur.

Bölüm 5.2.3'de belirtilen gerekçeler doğrultusunda 0.40 poroziteye sahip filtre çalışmasında sadece 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ile çalışılmıştır. 0.40 poroziteye sahip ortamdan filtre edilen deiyonize suda C'-C'' arasındaki en yüksek fark 15.998 mg/L ile 9.34 m/saat hızında görülmüştür (Tablo 5.4). Anılan filtre hızında demir

yumaklarının tüm filtre yatağı boyunca yayılması sonucu 300'üncü dakikada filtre çıkışındaki toplam demir konsantrasyonu olarak yaklaşık giriş konsantrasyonuna eşit olmuştur. Filtrasyon hızına göre filtreden çıkan toplam demir konsantrasyonları 5.29'da görülmektedir.

Demirin yatak içersinde en yüksek ilerlemesi 9.34 m/saat hızında 40 cm (tüm filtre yatağı boyunca) olmuştur. Filtre yatağı içerisinde yük kaybının zamanla değişimi EK B'de Şekil 33B ile Şekil 36B arasında gösterilmiştir. Geri yıkama suyunun bulanıklık değeri tüm çalışmalar boyunca 0.72 NTU'dan düşük olmuştur. Geri yıkama suyu hacmi ise en yüksek 4.30 L olarak ölçülmüştür.

Tablo 5.4: Deiyonize suda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.40)

C (mg/L)	V (L)	σ (mg)	V _g (L)	Bulanıklık (NTU)	C' (mg/L)	C'' (mg/L)	C'''=C'- C'' (mg/L)	Demir iler.(cm)
5.0	23.76	118.80	4.30	0.64	27.628	24.876	2.752	32.7
5.0	33.00	165.00	4.30	0.63	38.372	22.374	15.998	40
5.0	31.68	158.40	4.00	0.72	39.6	31.5	8.100	24
5.0	31.68	158.40	4.10	0.71	38.634	29.343	9.291	22

0.40 porozitede musluk suyu C'-C'' arasındaki en yüksek fark 17.31 mg/L ile 9.34 m/saat hızında görülmüştür. Şekil 5.32'de filtre çıkışında görülen demir konsantrasyonunun zamanla azaldığı görülmektedir. C'-C'' arasındaki farklar deiyonize suya ve 0.36 poroziteye göre yüksektir. Bunun sebebi, 0.40 porozite değerinde musluk suyu çalışmasında filtreden geçen demir miktarının Şekil 5.32'de görüldüğü üzere fazla olmasıdır.

Demirin yatak içersinde en yüksek ilerlemesi 9.34 m/saat hızında 29 cm olmuştur. Filtre yatağı içerisinde yük kaybının zamanla değişimi EK B'de Şekil 37B Şekil 40B arasında görülmektedir. Geri yıkama suyunun bulanıklık değeri tüm çalışmalar boyunca 1.30 NTU'dan düşük, geri yıkama suyu hacmi ise en yüksek 4.50 L olmuştur.

Tablo 5.5 : Musluk suyunda demirin ilerleme mesafesi ve geri yıkama suyundaki demir konsantrasyonu (Porozite 0.40)

C (mg/L)	V (L)	σ (mg)	V _g (L)	Bulanıklık (NTU)	C' (mg/L)	C'' (mg/L)	C'''=C'- C'' (mg/L)	Demir iler.(cm)
5.0	23.76	118.80	4.00	0.98	29.700	13.246	16.45	24
5.0	29.70	148.50	4.00	1.10	37.125	19.814	17.31	29
5.0	26.40	132.00	4.30	1.30	30.698	17.055	13.64	23
5.0	31.68	158.40	4.50	0.92	35.200	21.537	13.66	19

Tablo 5.4 ve Tablo 5.5’de 9.34 m/saat hızlarındaki filtre yatağı içindeki demir yumağı ilerlemelerinin 11.20 m/saat hızına göre daha fazla olmuştur. Bu durum filtrelerin çalışma süreleri arasındaki farktan kaynaklanmaktadır. 9.34 m/saat hızında 300 dakika çalışma yapılırken 11.20 m/saat hızında ise 180 dakika çalışma yapılmıştır.

Musluk suyu çalışmalarında filtre yatağı boyunca demir ilerlemesinin deiyonize suya göre düşük olduğu dikkati çekmektedir. Bu konuda yukarıda yorumlar yapılmıştır.

Tablo 5.4 ve Tablo 5.5’de C''' değerleri karşılaştırıldığında musluk suyu çalışmalarında filtreden geçen ve/veya geri yıkama sonrası filtrede kalan demir miktarları deiyonize suya göre daha yüksektir. Bu durumun meydana gelmesi hakkında da yukarıda yorum yapılmıştır.

5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve deiyonize su kullanılması durumunda 0.36 porozite değerinde filtreden geçen ve/veya geri yıkama sonrası filtrede kalan demir miktarı 0.40 porozite durumuna göre çok daha düşüktür. Musluk suyu kullanılarak aynı değerler için filtreden geçen ve/veya geri yıkama sonrası filtrede kalan demir miktarının yüksek poroziteli durumda düşük poroziteliye göre yaklaşık 3 kat daha fazla olduğu görülmektedir. Aynı şekilde yüksek poroziteli filtrelerde demir ilerlemesinin bir kaç kat daha fazla olduğu görülmektedir. Bu sonuçlar düşük poroziteli filtrelerde yumakların daha çok filtre üst tabakasında tutulduğunu göstermektedir. Düşük poroziteli filtreler su kalitesinin istikrarlı bir şekilde aynı kalması açısından yüksek poroziteliye göre daha avantajlıdır. Yüksek porozitede demir yumaklarının filtre yatağı boyunca hareket ederek filtre çıkış suyuna zamanla karışma ihtimali daha fazladır. Diğer taraftan yük kayıplarının hızla artarak filtrenin

Çalışma suresini dolayısıyla geri yıkama periyodunu kısaltması dk poroziteli filtre kullanmanın olumsuz tarafını oluşturmaktadır. Ayrıca, yumakların filtre st kısmında birikmesi veya yatak içerisinde ilerlemesi durumlarının filtredeki Fe(II) oksidasyonu açısından değerlendirilmesi gerekmektedir.

5.5. Değerlendirme

5'inci bölüme ait bu kısma kadar olan alt başlıklarda deneysel sonuçlar sunulmuş ve bir ön değerlendirme yapılmıştır. Bu kısımda Fe(II)'nin oksijenle oksidasyonunu müteakip kum filtresiyle ayrılması esnasında meydana gelen yük kaybına filtre giriş konsantrasyonunun, yükleme hızının, su kalitesinin (distile-musluk) ve prorozitenin etkisi değerlendirilmiştir.

5.5.1. Demir konsantrasyonunun etkisi

Demir konsantrasyonu artıkça oksidasyon neticesinde doğal olarak oluşan partikül miktarı da artmaktadır. Partikül miktarının artması yumak artışına sebep olmaktadır. **Lytle ve diğ. (2004)**, oksidasyon havalandırma vasıtasıyla yapıldığında oluşan demir yumaklarının diğer oksidantlara göre sarsıntı ve ani pH değişimlerine karşı dayanıklılığı olduğunu ve yumağın geniş bir alana yayıldığı belirlenmişlerdir. **Lytle ve diğ. (2004)**'nin bulguları dikkate alındığında oluşan demir yumakları kırılmadan havalandırma ünitesinden filtre yüzeyine kadar ulaşabilmekte ve filtre tarafından kolaylıkla tutulmaktadır. Yumaklarlar sarsıntı ve benzeri şartlara dayanıklı olduğundan parçalanmadan bir sonra gelen partikül ve yumakların daha kolay tutulmasına zemin hazırlamaktadır. Bu durum özellikle deiyonize su çalışmalarında daha iyi bir şekilde gözlemlenmiştir. EK A'da filtre yüzeyinde tutulan demir yumakları ve partikülleri görülmektedir. Demir konsantrasyonunun azalması partikül ve yumak miktarının düşmesine sebep olmakta, böylece birim debi başına filtre yüzeyine ulaşan demirli yumak ve partikül miktarı azalmaktadır.

Filtre malzemesinin st kısmında yumak ya da partikül birikmeleri olduğunda yatak üstündeki su seviyesinde zamanla artış olmaktadır. Su seviyesinin artması hidrolik basıncı artırmaktadır. Artan hidrolik basınçla filtre malzemesinin st kısmında oluşan birikimler aşağı doğru kaymaktadır. Aşağı doğru yumak veya partiküllerin hareketi ancak 2.5 ve 5.0 mg/L gibi yüksek demir konsantrasyonlarında gözlemlenmiştir.

Deiyonize su için demirin yatak içersinde en yüksek ilerlemesi 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda ve 11.20 m/saat hızında 17 cm olarak tespit edilmiştir. Musluk suyu için demirin yatak içersinde maksimum ilerlemesi 2.5 mg/L demir konsantrasyonunda ve 11.20 m/saat hızında 19 cm olarak ölçülmüştür. Bu durumun musluk suyunda oluşan yumakların özelliklerinden kaynaklanabileceği düşünülmektedir. Demir ilerlemesi filtre yatağında başlangıç porozitesini değiştirmekte ve dolayısıyla yük kaybının değişimini etkilemektedir.

Demir partiküllerinin yatak içersindeki ilerlemeleri EK A'da görülmektedir. Yüksek demir konsantrasyonlarında birim zamanda filtre malzemesi yüzeyine ulaşan demir yumağı veya partikül miktarı fazla olduğundan tıkanma hızlı bir şekilde meydana gelmektedir.

Bu çalışma esnasında filtre yatağı içersinde de Fe(II)'nin oksidasyonunun devam ettiği görülmüştür. Örnek olarak deiyonize suda 0.36 porozite değerinde 7.47 m/saat filtre hızı için filtrasyonun 30'uncu dakikasında filtre giriş ve çıkışındaki Fe(II) konsantrasyonları ile filtre yatağı içersindeki oksidasyon yüzdeleri Tablo 5.6'da verilmiştir.

Tablo 5.6 : 7.47 m/saat filtre hızı için filtrasyonun başlamasından 30 dakika sonra filtre yatağındaki oksidasyon verimi (deiyonize su, $\epsilon=0.36$)

Toplam demir kons. (mg/L)	Filtre girişi Fe(II) kons. (mg/L)	Filtre çıkışı Fe(II) kons. (mg/L)	Filtre yatağı içersinde oksidasyon verimi (%)
0.5	0.032	0.027	15.6
1.0	0.023	0.023	0
2.5	0.058	0.011	81.0
5.0	0.143	0.009	93.3

Tablo 5.6'da görüleceği üzere demir konsantrasyonu artıkça filtre yatağı içersinde demirin okside olma oranı katalitik etkinin artması ile birlikte yükselmektedir. Bu konuda yapılacak dikkatli bir işletme ile yüksek demir konsantrasyonlarında başlangıçta havalandırma ile iyi bir oksidasyon yapılmamış olsa bile filtre yatağı içersinde kalan Fe(II)'nin büyük bir oranda oksitlenebilmesi mümkün olabilecektir. 1.0 mg/L ve daha düşük konsantrasyonlarda filtre yatağı içersindeki Fe(II) oksidasyonu ihmal edilebilecek mertebeye düşmektedir. Buda Fe(II) oksidasyonunda Fe(III) yumaklarının katalitik etkisini belirgin bir şekilde ortaya koymaktadır.

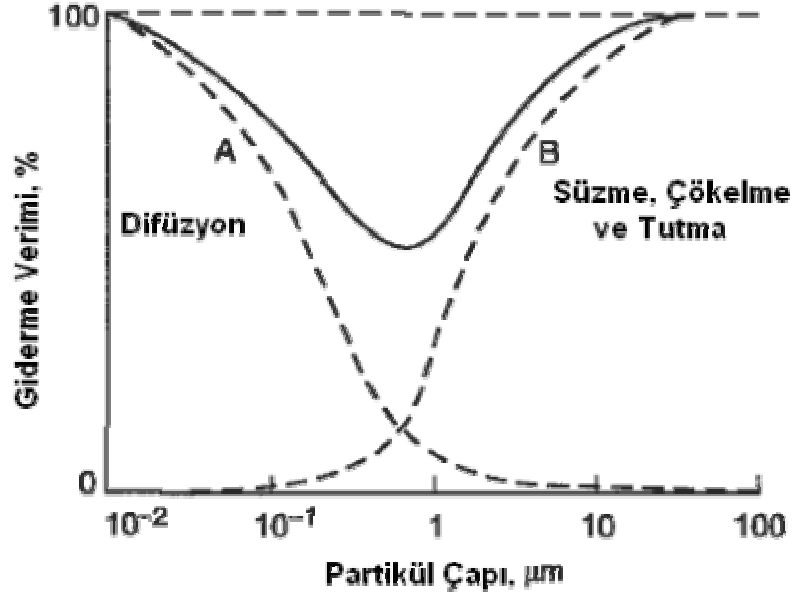
Hasar (1997)'nin verileri incelendiğinde filtrasyondan önce oksidasyona tabi tutulmamış filtre girişindeki 45 mg/L Fe(II) konsantrasyonunun büyük ölçüde okside olduğu görülmüştür.

İyon halindeki demir renksizdir ve bulanıklığa etkisi olmamaktadır. Fakat oksitlenen demir konsantrasyona bağlı olarak sarımsıktan koyu kırmızıya kadar renk alabilmektedir. Oksitlenen demir renk oluşumuna ve bulanıklığa katkıda bulunmaktadır. Bu çalışmada da deiyonize suya ilave edilen 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonlarında oksidasyon sonrası 0.65, 1.0, 7.0 ve 12 NTU bulanıklık oluşmuştur. Musluk suyu çalışmasında ise aynı konsantrasyonlar için sırasıyla 0.81, 1.2, 7.0 ve 15.0 NTU bulanıklık değeri ölçülmüştür. Musluk suyu içerisinde bulunan bileşenler dolayısıyla bulanıklık değerinin deiyonize suya göre arttığı görülmektedir. **Lytle ve Snoeyink (2003)** çift distile su kullanarak yaptıkları çalışmada 1.0 mg/L demir konsantrasyonu için pH 7'de 1.1 NTU, 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda pH 7'de bulanıklığının 5 NTU ve 30.0 mg/L demir konsantrasyonunda ise bulanıklığın 28.0 NTU olduğunu belirlemişlerdir.

Bulanıklık aynı zamanda suda bulunan partiküllerin bir göstergesidir. Bu sebeple suda bulanıklık değerinin artması partikül miktarında artışa yol açmakta ve filtredeki yük kaybı artışını hızlandırmaktadır. Deiyonize ve musluk suyu çalışmalarında demir ilavesi ile filtre besleme suyundaki bulanıklık değerleri arttıkça filtrede tıkanma yani yük kaybı oluşum hızı artmaktadır. 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda deiyonize su bulanıklık değeri 12 NTU iken 11.20 m/saat filtre hızında 105 dakika sonunda 108.1 cm yük kaybı oluşmuştur. Buna karşılık 0.5 m/L demir konsantrasyonunda bulanıklık 0.65 NTU iken 11.20 m/saat filtre hızında 300 dakika sonunda 80.0 cm yük kaybı meydana gelmiştir. Yük kaybının zamana bağlı olarak lineer artışı kabul edilerek yapılan hesapta 0.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında 105'inci dakikada yük kaybının 70.83 cm değerinde olacağı belirlenmiştir. Görüldüğü gibi başlangıç demir konsantrasyonu (dolayısıyla meydana getireceği bulanıklık) arttıkça yük kaybı artmakta ve geri yıkama periyodu azalmaktadır. Musluk suyunda da benzer durum söz konusudur.

Demir oksidasyonu için potasyum permanganat, klor, klor dioksit, ozon, Fenton ve oksijen kullanılmaktadır. **Carlson ve diğ. (1997)**, **Cleasby (1975)** ile **Ellis ve diğ. (2000)** yaptıkları çalışmalarda, en büyük partikül çapının oksijenle oksidasyon

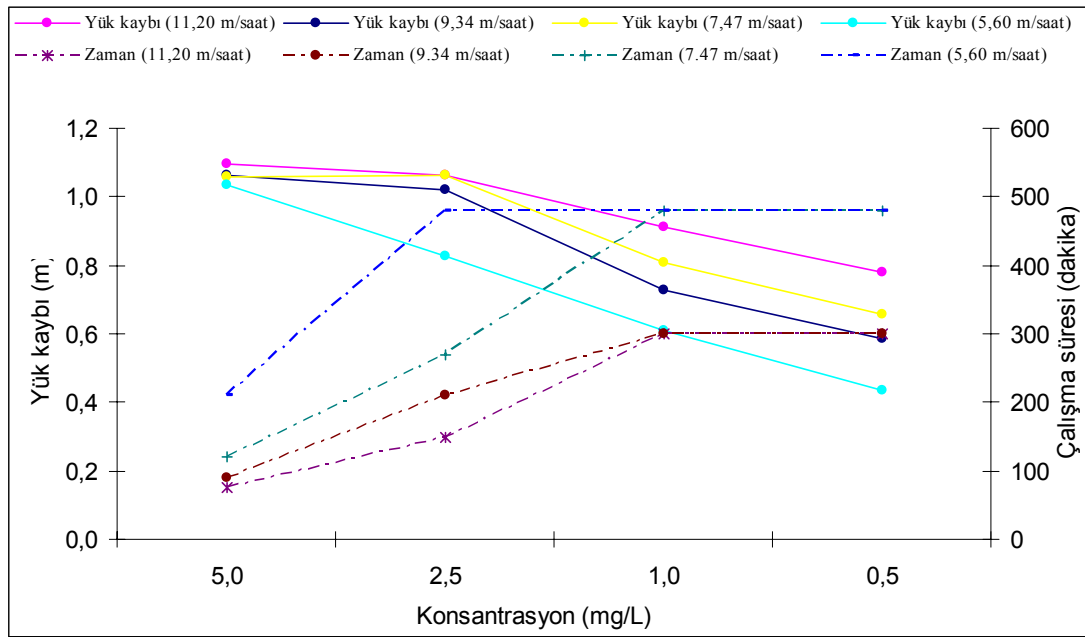
neticesinde elde edildiğini ve demir partikülleri çapının 0.2 μm ile 50.0 μm arasında değiştiğini belirlemişlerdir. Şekil 5.37’de partikül çapına bağlı olarak filtrede tutulma mekanizmaları görülmektedir.



Şekil 5.37: Filtrede farklı çaplardaki partiküllerin giderilmesi (Weiner ve Matthews, 2003)

Oksijenle oksitlenen demir partikül çapı çoğunlukla 1 μm ’nin üstündedir (**Carlson ve diğ., 1997; Cleasby, 1975; Ellis ve diğ., 2000**). Bu sebeple demir partiküllerinin giderilmesinde çoğunlukla süzme, çökelme ve tutulma mekanizmalarının etkili olduğu aşîkârdır. İki ya da daha fazla demir partiküllün bir araya gelmesiyle oluşan demir yumakların çapları da doğal olarak 1.0 μm ’den büyüktür.

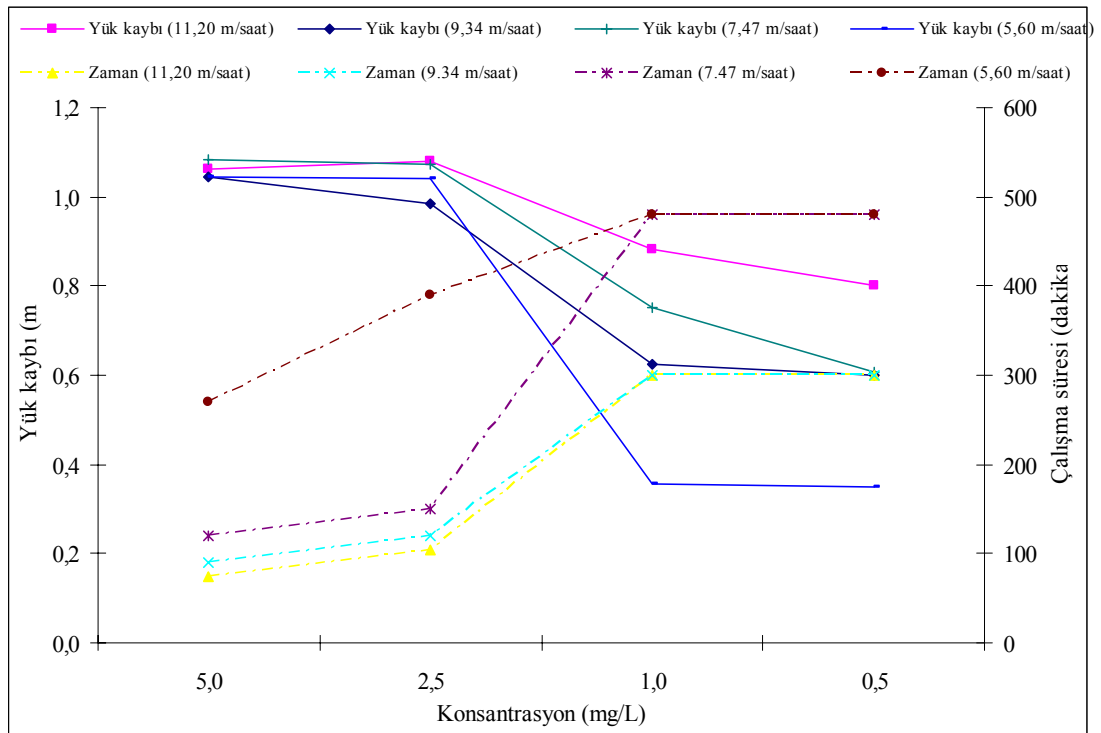
0.5 , 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonlarında musluk suyu ile yapılan deneysel çalışmalarda elde edilen verilerle filtre yük kaybı, çalışma süresi ve konsantrasyon arasındaki ilişki Şekil 5.38’deki grafikte gösterilmiştir.



Şekil 5.38: : 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızlarında Fe(II) ilave edilmiş musluk suyunda yük kaybı, konsantrasyon ve çalışma süresi arasındaki ilişki (porozite:0.36)

Şekil 5.38’de görüldüğü üzere hamsu demir konsantrasyonu yük kaybı oluşumunu etkilemektedir. 5.6 m/saat filtrasyon hızında 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda 210 dakikalık çalışma süresinde yük kaybı 103,7 cm olarak ölçülmüştür. Aynı hızda 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda 480 dakikalık çalışma süresinde yük kaybı 43.6 cm olarak belirlenmiştir. Dolayısıyla demir konsantrasyonunun artması yük kaybı oluşumunu hızlandırmaktadır. Yük kaybının hızlı oluşumu ise çalışma süresi azaltmaktadır. Çalışma süresinin azalması arıtılan su miktarını azaltmakta ve dolayısıyla filtre verimini düşürmektedir.

Deiyonize su çalışmalarında da demir konsantrasyonunun yük kaybına etkisi Şekil 5.39’de gösterilmiştir. 5.6 m/saat filtrasyon hızında 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda 270 dakikalık çalışma süresinde yük kaybı 104,3 cm olarak ölçülmüştür. Aynı hızda 0.5 mg/L demir konsantrasyonunda 480 dakikalık çalışma süresinde yük kaybı 34.9 cm olarak belirlenmiştir.



Şekil 5.39: 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızlarında Fe(II) ilave edilmiş deiyonize suda yük kaybı, konsantrasyon ve çalışma süresi arasındaki ilişki (porozite:0.36)

5.6 m/saat filtrasyon hızında aynı yük kaybının oluşması için geçen süre deiyonize suda musluk suyuna göre 1 saat daha fazla olmuştur. Buna karşılık aynı çalışma süresinde yük kaybı deiyonize suda daha düşük olmuştur. Bu tez çalışması kapsamında elde edilen veriler birlikte değerlendirildiğinde 2.5 mg/L demir konsantrasyonu hariç diğer değerlerde deiyonize su çalışmasında elde edilen yük kaybı değerleri musluk suyundan daha düşük olmuştur. Ancak 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ile yapılan dört farklı filtrasyon hızındaki çalışmada da musluk suyunda gözlenen yük kaybı değerleri deiyonize sudan daha düşük çıkmıştır. Bu durumun sebebi tam olarak açıklanamamaktadır. Bu konunun detaylı olarak incelenmesine ihtiyaç bulunmaktadır.

Şekil 5.38 ve 5.39'da görüldüğü üzere 1.0 mg/L ve altında kalan demir konsantrasyonlarında yapılan çalışmalarda yük kaybı oluşumunun yavaş olduğu görülmektedir.

Filtrelerin geri yıkanmasına karar vermede iki parametre kullanılmaktadır. Bunlardan ilki çıkış bulanıklık değeri ikincisi ise yük kaybıdır. Müsaade edilebilir maksimum

yük kaybının 2.4 m olduğu kabul edilirse (**Letterman, 1999**), bu yük kaybına ulaşmak için gerekli çalışma süresi hesaplanabilir. Maksimum yük kaybına ulaşılması için gerekli sürenin hesaplanmasında filtrasyonun durdurulduğu andaki yük kaybının başlangıç yük kaybından farkı alınır ve toplam çalışma süresine bölünürse yük kaybı oluşum hızı hesaplanır. Bu yaklaşım yük kaybının zamana bağlı olarak lineer olarak değiştiği kabulüne dayanmaktadır. Maksimum yük kaybına erişilmesi için gerekli süre ise 2.4 m yük kaybının oluşum hızına bölünmesi ile bulunmaktadır. 5.0 ve 1.0 mg/L demir konsantrasyonları için 11.20 ve 7,47 m/saat filtrasyon hızlarında yük kaybı oluşum hızları Tablo 5.7’ de görülmektedir. Tablo 5.7’de v yük kaybı oluşum hızını ve t ise v hızında 2.4 m yük kaybı oluşması için gerekli çalışma süresini göstermektedir.

Tablo 5.7: Filtrelerin filtre hızı ve demir konsantrasyonuna bağlı olarak çalışma süreleri (porozite:0,36)

		Musluk Suyu		Deiyonize Su	
Konsantrasyon (mg/L)	Filtre Hızı (m/saat)	11,2	7,47	11,2	7,47
0,5 mg/L	v (cm/saat)	3,16	2,50	3,82	2,76
	t (saat)	75,95	96,00	62,83	86,88
1, 0 mg/L	v (cm/saat)	5,74	4,60	5,62	4,56
	t(saat)	41,81	52,17	42,70	52,60
2,5 mg/L	v (cm/saat)	18,20	13,38	27,03	25,28
	t (saat)	13,19	17,94	8,88	9,49
5,0 mg/L	v (cm/saat)	34,72	30,20	32,16	29,00
	t (saat)	6,91	7,95	7,46	8,28

Musluk suyunda 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda 11.20 m/saat hızı için filtre yaklaşık 42 saat işletilebilirken, 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda ancak 7 saat kadar çalışma yapılabilir. Deiyonize suda da 7.47 m/saat filtrasyon hızında 1.0 mg/L demir konsantrasyonunda filtre yaklaşık 53 saat işletilirken, 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda ise yaklaşık 8 saat işletilebilmektedir. 1.0 mg/L ile 5.0 mg/L demir konsantrasyonlarında bir geri yıkama periyodu için üretilen su miktarları oranlandığında musluk suyu için $11.20 / 7.47 = 1.5$ ve deiyonize suda $7.47 / 1.0 = 7.47$ değerleri bulunmaktadır; yani bir geri yıkama periyodunda 1.0 mg/L konsantrasyon halinde 5.0 mg/L konsantrasyon haline göre 6 kat daha fazla su üretilmektedir. Konsantrasyon oranları

5 kat olmasına rağmen su üretim oranı bu değerden de fazla olmuştur. Bu hesaplama da açıkça görülmektedir ki düşük demir konsantrasyonlarında filtre işletimi daha verimlidir. Bu sebeple, 1.0 mg/L ve altında demir konsantrasyonlarında demir mevcudiyetinde oksijenle oksidasyon yapıp hızlı kum filtresinde giderilmesi uygundur. 1.0 mg/L'nin üzerinde demir mevcut ise oksidasyonu müteakip çöktürme yapılması ve oluşan partiküllerin çöktürülmesinin bu porozite değeri için en uygun çözüm olacağı Tablo 5.7'de da açıkça görülmektedir. Çökeltmeden geçen su düşük hızlı kum filtreden geçirilerek bulunması muhtemel olan çökelemeyen ince partiküller gerektiğinde yardımcı kimyasal ilave edilerek giderilebilir.

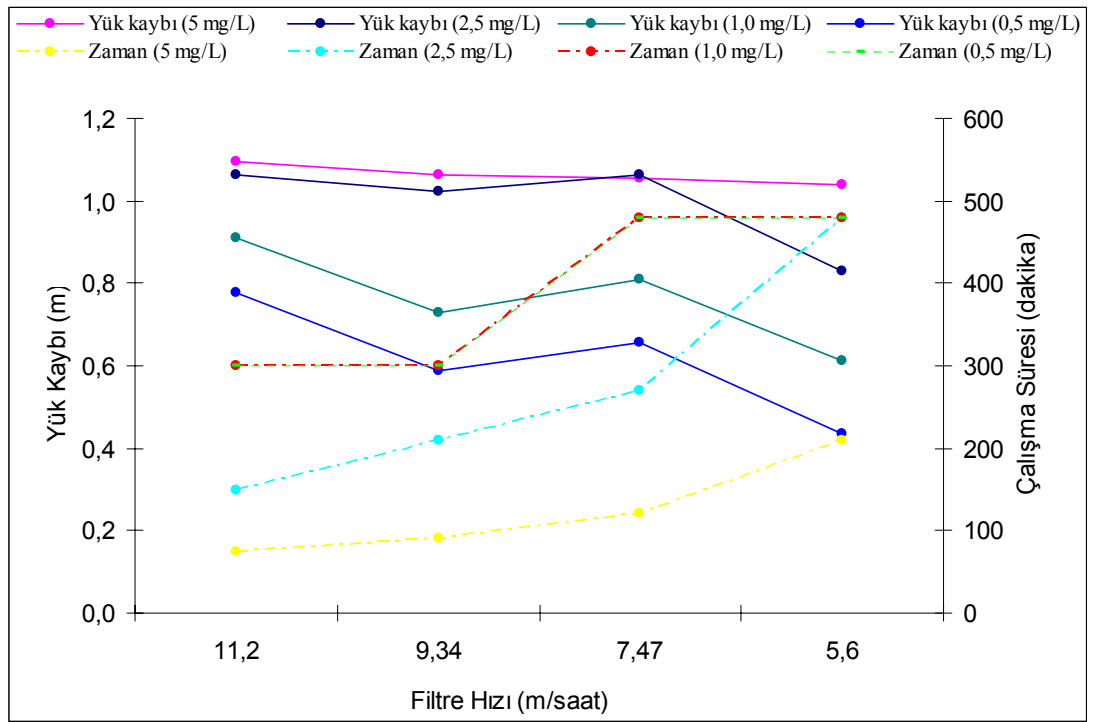
5.5.2 Filtre hızının etkisi

Filtre hızının artması ile başlangıç yük kayıplarının artacağı Kozeny, Rose ve Ergun denklemlerinden görülmektedir. Bu çalışmada da 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızlarında, 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 0.36 porozite oranında musluk suyu için başlangıç yük kayıpları 30.80, 45.2, 55.50 ve 65.90 cm olarak ölçülmüştür. Görüldüğü üzere filtre hızı artışına bağlı olarak başlangıç yük kayıpları artmıştır.

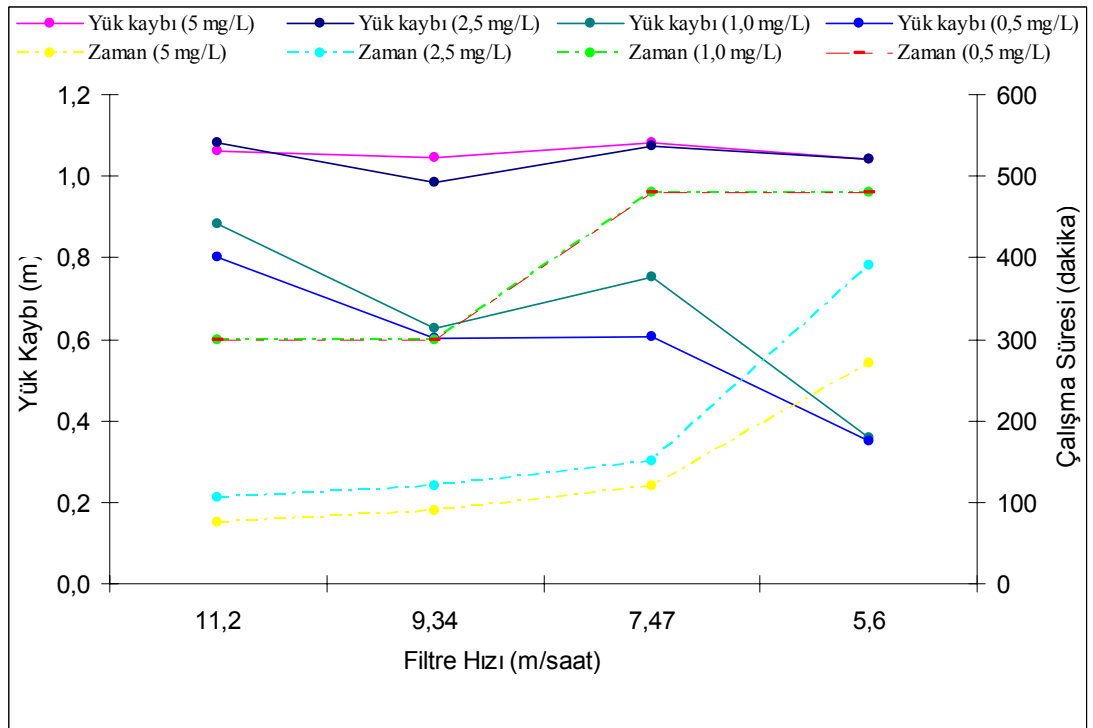
Deneyssel çalışmada uygulanan filtre hızlarının yük kaybı oluşumuna etkisi musluk suyu için Şekil 5.40'de grafik olarak görülmektedir.

Şekil 5.40 ve Şekil 5.41'deki grafiklerde görüleceği üzere gibi filtre hızının artmasıyla dört demir konsantrasyonunda da yük kaybında artış olmuştur. Grafikteki yük kaybı eğrilerinin çalışma süresi eksenine ile birlikte değerlendirilmesi gerekmektedir. Şekil 5.45'deki 7.47 m/saat filtre hızında yük kaybının 9.34 m/saat'den yüksek görülmesinin sebebi çalışma süresinin daha yüksek olmasıdır. Deiyonize ve musluk suyunda 5.0 mg/L demir konsantrasyonunu için filtre hızı çalışma süresi ve yük kaybı değerleri Tablo 5.8'de gösterilmiştir.

Tablo 5.8'den de görüleceği üzere aynı demir konsantrasyonunda (5.0 mg/L), yaklaşık olarak aynı yük kaybında (100-110 cm) filtre yükü azaldıkça çalışma süresi artmıştır. Genellikle aynı filtre hızı için deiyonize suda musluk suyuna göre daha az yük kaybı meydana gelmiştir. Konsantrasyon oranı 5.0 mg/L ve 1.0 mg/L arasında 5 iken 1.0 mg/L için çalışma süresinin 5.0 mg/L'nin çalışma süresine oranı 6 değerini almaktadır.



Şekil 5.40: 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir ilave edilmiş musluk suyunda yük kaybı, filtre hızı ve çalışma süresi arasındaki ilişki (porozite:0.36)



Şekil 5.41: 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir ilave edilmiş deiyonize suda yük kaybı, filtre hızı ve çalışma süresi arasındaki ilişki (porozite:0.36)

Tablo 5.8: Deiyonize ve musluk suyu çalışmalarında yaklaşık olarak aynı yük kaybında filtre hızına bağlı olarak çalışma süresinin değişimi ($C= 5.0 \text{ mg/L}$, $\varepsilon=0.36$)

Filtre hızı (m/saat)	Muskuk suyu ($C=5.0 \text{ mg/L}$)		Deiyonize su ($C=5.0 \text{ mg/L}$)	
	Çalışma süresi (dakika)	Yük kaybı (cm)	Çalışma süresi (dakika)	Yük kaybı (cm)
11.20	75	109.6	75	106.3
9.34	90	106.4	90	104.4
7.47	120	105.6	120	108.2
5.60	210	103.7	270	104.3

Tablo 5.9’de 1.0 mg/L demir konsantrasyonu için deiyonize ve musluk suyunda filtre hızına bağlı olarak çalışma süresi ve yük kaybı değerleri özetlenmiştir.

Tablo 5.9: Deiyonize ve musluk suyu çalışmalarında filtre hızına bağlı olarak çalışma süresi ve yük kayıplarının değişimi ($C=1.0 \text{ mg/L}$, $\varepsilon=0.36$)

Filtre hızı (m/saat)	Muskuk suyu ($C=1.0 \text{ mg/L}$)		Deiyonize su ($C=1.0 \text{ mg/L}$)	
	Çalışma süresi (dakika)	Yük kaybı (cm)	Çalışma süresi (dakika)	Yük kaybı (cm)
11.20	300	91.2	300	88.1
9.34	300	72.8	300	62.5
7.47	480	81.0	480	75.3
5.60	480	61.1	480	35.7

Şekil 5.40 ve 5.41’den görüleceği üzere 2.5 ve 5.0 mg/L yük kayıpları birbirine yakın çıkmıştır.

Şekil 5.40 ve 5.41 ile Tablo 5.8 ve 5.9’in birlikte değerlendirilmesi ile aşağıdaki sonuçlara ulaşılmıştır.

- Filtre hızı arttıkça yük kaybı artmakta ve filtre çalışma süresi dolayısıyla geri yıkama periyodu azalmaktadır.
- Deiyonize su ile yapılan çalışmalarda özellikle 5.60 m/saat gibi düşük filtre hızlarında yük kaybı musluk suyu çalışmasında oldukça düşüktür. Bunun düşük filtre hızlarında giriş demir konsantrasyonundan bağımsız olarak musluk suyu içerisindeki anyon, katyon ve doğal organiklerin filtrenin tıkanmasında etkili olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

- Ham suda 1.0 mg/L ve daha düşük konsantrasyonlarda demir olması durumunda Fe(II) giderimi yüksek konsantrasyonlara göre çok daha zordur. Bunun düşük demir konsantrasyonu dolayısıyla filtre yatağı içerisindeki Fe(III)'ün katalitik etkisinin az dolyasıyla oksidasyon hızının çok yavaş olmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.

Yük kaybı artış hızları ve bu artış hızlarına göre maksimum 2.4 m yük kaybı oluşması için gerekli süreler Tablo 5.10'da gösterilmiştir. Tablo 5.10'daki değerler incelendiğinde musluk suyunda 5.0 mg/L için 11.20 ile 5.60 m/saat hızlarının çalışma süreleri arasındaki oran 0.6'dır.

Tablo 5.10: Filtre hızına bağlı olarak yük kaybı oluşum hızları (porozite:0,36)

Filtre Hızı (m/saat)	Konsantrasyon (mg/L)	Musluk Suyu		Deiyonize Su	
		5,0	1,0	5,0	1,0
11,2	v (cm/saat)	34,72	5,74	32,16	5,62
	t (saat)	6,91	41,81	7,46	42,70
9,34	v (cm/saat)	33,93	5,54	31,20	2,12
	t (saat)	7,07	43,32	7,69	113,21
7,47	v (cm/saat)	30,20	4,60	29,00	4,56
	t (saat)	7,95	52,17	8,28	52,60
5,6	v (cm/saat)	20,83	3,85	14,16	0,91
	t (saat)	11,52	62,34	16,95	263,01

Hasar (1997) tarafından yapılan çalışmada 50 cm yüksekliğinde filtre kolonu kullanılmış ve 90 cm yük kaybının meydana gelmesi için geçen süre 13.61 m/saat filtre hızı için 195 dakika, 6.95 m/saat filtre hızı için 330 dakika olarak tespit edilmiştir. Ayrıca, filtre hızı artıkça filtreden kaçan demir miktarının da arttığı (13.61 m/saat filtre hızı için 3.55 mg/L ve 6.95 m/saat filtre hızı için 1.45 mg/L) belirlenmiştir. Hasar'ın çalışmasında ürettiği veriler de bu tezde elde edilen sonuçları doğrulamaktadır.

Yu (1983) 25.4 cm filtre yatak yüksekliği ve 6.24 mg/L demir konsantrasyonunda 0.841 mm çaplı kumlar için 9.77, 14.668 ve 19.55 m/saat filtre hızlarını uygulamıştır. 10 saat süren çalışma sonunda 19.55 m/saat filtre hızında oluşan yük kaybının 9.77 m/saat filtre hızında oluşan yük kaybına oranı 2.89'dur. 19.55 m/saat ile 14.668 m/saat filtre hızları arasında oluşan yük kayıplarının oranı ise yaklaşık 1.35'dir. Filtre hızları arasındaki oran artıkça çalışma süreleri ve dolayısıyla yük kayıpları arasındaki farkda artmaktadır. Bu tez çalışmasında da benzer durum görülmüştür (Tablo 5.10).

Musluk suyu için filtrasyonun başlamasından 30 dakika sonra filtre yatağındaki oksidasyon verimi, hamsudaki demir konsantrasyonu ve filtre hızına bağlı olarak Tablo 5.11’de verilmiştir.

Tablo 5.11 : Filtrasyonun başlamasından 30 dakika sonra filtre yatağındaki oksidasyon verimi (musluk suyu, $\epsilon=0.36$)

Hamsu demir Kons. (mg/L)	Filtre Hızı (m/saat)	Filtre girişi Fe(II) kons. (mg/L)	Filtre çıkışı Fe(II) kons. (mg/L)	Filtre yatağı içerisinde oksidasyon verimi (%)
5	11.20	1.511	0.283	81
	9.34	1.511	0.564	63
	7.47	1.129	0.422	63
	5.60	1.129	0.243	79
1	11.20	0.194	0.077	60
	9.34	0.201	0.056	72
	7.47	0.247	0.074	70
	5.60	0.097	0.019	80

Tablo 5.11’deki değerler incelendiğinde musluk suyu ile yapılan çalışmada da filtre yatağı içindeki Fe(II)’nin oksidasyon veriminin %60-80 arasında olduğu görülmektedir. Tablo 5.6 ve 5.11 birlikte değerlendirildiğinde uygun işletme koşulları sağlandığı takdirde filtre yatağı içerisinde demiri okside ederek standartların altına düşürmek mümkün olabilmektedir.

Bundan önceki kısımlarda filtre hızının yük kaybı ve filtre hızına etkisi üzerinde durulmuştur. Diğer taraftan, bulanıklık filtre performansını belirlemede önemli bir parametredir. **Al-Khalili ve diğ. (1997)**’de filtre performansını değerlendirmede bulanıklık parametresini kullanmışlardır. Yaptıkları çalışma sonucunda 5.0, 10.0 ve 20.0 m/saat filtre hızları için filtre çıkışında WHO standardı maksimum değeri olan 5.0 NTU bulanıklık değerini sağlayacak maksimum su üretim değerlerini (160, 50 ve 30 m³/m²) belirlemişlerdir. **Al-Khalili ve diğ. (1997)** çalışmaları incelendiğinde bulanıklık standardını sağlayacak temiz su üretim miktarlarının filtre hızının artması ile düştüğü görülmektedir. Bu tez çalışması kapsamında yapılan deysel çalışmalarda 11.20 ve 5.60 m/saat filtre hızlarında aynı filtre giriş bulanıklık değerleri (12 NTU) ihtiva eden suların 30’uncu dakikadaki filtre çıkışı bulanıklık değerleri sırasıyla 1.5 ve 1.1 NTU olarak ölçülmüştür. Bu değerlerde filtre hızı artıkça çıkış bulanıklık değerlerinin yükseldiğini göstermektedir.

Sonuç olarak demir konsantrasyonları yüksek iken 5.60 m/saat gibi düşük filtre hızlarında çalışması filtre işletme süresini artırmaktadır. Yüksek konsantrasyon durumunda bile düşük filtre hızları yüksek filtre hızlarına göre daha iyi su kalitesi sağlamaktadır. Buna karşılık 1.0 mg/L ve daha düşük demir konsantrasyonlarında 11.20 gibi yüksek filtre hızlarının uygulanması durumunda da filtre çalışma süresi kabul edilebilir değerde kalmaktadır. Özetle, 1 mg/L'den yüksek demir konsantrasyonlarında düşük filtre hızları, buna karşılık 1 mg/L ve daha düşük demir konsantrasyonlarında ise yüksek filtre hızlarının uygulanmasının filtre çıkış suyu kalitesi açısından kabul edilebilir sonuçlar verebileceğini söylemek mümkündür.

5.5.3 Su kalitesi

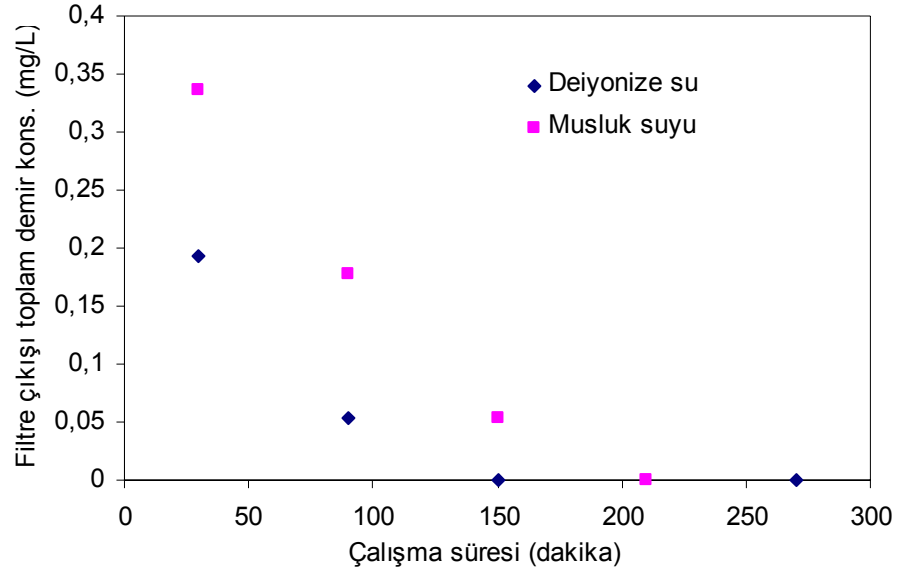
Ham suyun Fe(II) ihtiva etmesi su kalitesini, oksidasyon verimini, dolayısıyla partikül oluşumunu etkilemektedir. Partikül oluşumunun etkilenmesi de yük kaybını etkilemektedir. Deiyonize su çalışmalarında 5.0 mg/L konsantrasyonunda oksidasyon sonrası tankta ölçülen Fe(II) konsantrasyonu en fazla 0.696 mg/L, 2.5 mg/L toplam demir oksidasyonu sonunda en yüksek Fe(II) 0.267 mg/L, 1.0 mg/L'de Fe(II) 0.287mg/L ve 0.5 mg/L'de ise 0.041 mg/L olarak ölçülmüştür.

Musluk suyunda ise 5.0, 2.5, 1.0 ve 0.5 mg/L toplam demir oksidasyonunu müteakip filtre girişinde ölçülen en yüksek Fe(II) konsantrasyonları sırasıyla 1.511, 0.751, 0.247 ve 0.035 mg/L olarak ölçülmüştür.

Deiyonize su ile musluk suyu en yüksek Fe(II) konsantrasyonları mukayese edildiğinde, oksidasyon sonrası deiyonize suda bulunan Fe(II) konsantrasyonunun daha düşük olduğu görülmektedir. Bu değerler sudaki organiklerin etkisiyle Fe(II) oksidasyon veriminin çok düşürdüğünü göstermektedir.

Filtre çıkışında ölçülen demir konsantrasyonları Şekil 5.5, 5.8, 5.11, 5.14, 5.17, 5.20, 5.23, 5.26, 5.29, 5.32, 5.35'de grafik olarak gösterilmiştir. Tez çalışması kapsamında yapılan deneysel çalışma sonuçları dikkate alındığında filtrasyon esnasında Fe(II) oksidasyonunun zaman zaman %80-90'lara varan oranlarda devam ettiği görülmüştür. Bu da filtrasyonun sadece ayırma değil aynı zamanda oksitlenme için uygun ortam fonksiyonu gördüğünü göstermektedir. Bu durum Tablo 5.6 ve Tablo 5.11'de açıkça görülmektedir. Elede edilen bir diğer önemli sonuç filtrasyondan önceki oksidasyon oranının filtre çıkış suyu kalitesi üzerinde önemli bir etkiye sahip

olmasıdır. İyi bir işletme ile filtre yatağındaki oksidasyon ile ancak su kalitesinde belli iyileşmeler sağlanabilir. Şekil 5.42’den filtre çıkışı toplam demir konsantrasyonunun çalışma süresi boyunca deiyonize suda düşük hızlı filtrasyonda 0.2 mg/L’nin altında kaldığı, buna karşılık musluk suyunda, düşük filtre hızları için filtre çıkışı toplam demir konsantrasyonunun başlangıçta 0.4 mg/L’ye yakın olduğu halde zamanla bu değerin 0.2 µg/L’nin altına düştüğü görülmektedir.



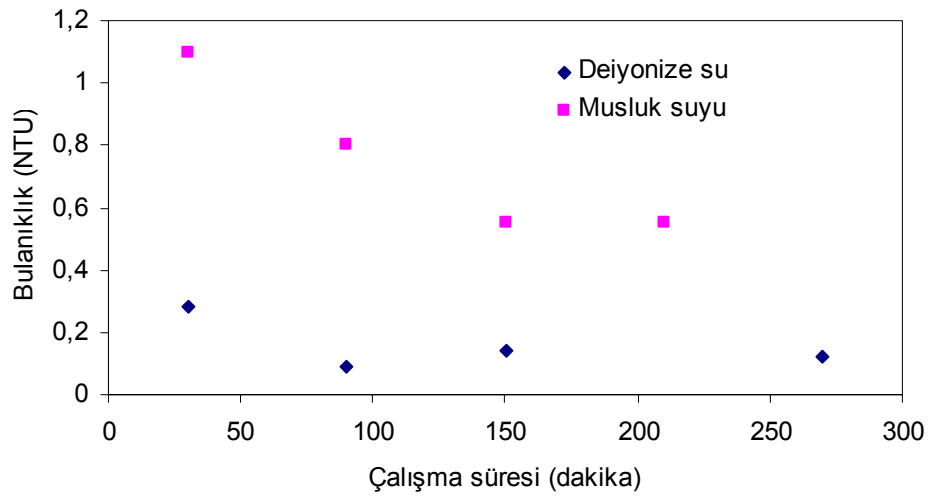
Şekil 5.42: Filtrasyonun çıkış suyu toplam demir konsantrasyonuna etkisi ($C= 5.0$ mg/L, $V= 5.60$ m/saat ve $\varepsilon= 0.36$)

Aynı tankta ve aynı koşullarda deiyonize su ile musluk suyundaki Fe(II) havalandırma ile oksitlenmeye çalışılmıştır. Ama musluk suyu organik madde içeriğine sahip olduğundan ve organik maddelerin Fe(II) ile kompleks oluşturmalarından dolayı oksidasyon oranı deiyonize su kadar olmamıştır. Deiyonize suya 5 mg/L hümik asit ilave edildiğinde 0.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonları ihtiva eden suda bulunan tüm demir 0.45 µm çaplı membrandan geçmiştir. **Sommerfeld (1999), Carlson ve diğ. (1997), Knocke ve diğ. (1992), Knocke ve diğ. (1994)** tarafından da özellikle yüksek moleküler ağırlığa sahip hümik ve tanik asit gibi organik maddelerin demirle güçlü kompleksler oluşturduğu ve oksidasyonla demir partikül çapının büyümesinin engellendiği belirtilmiştir.

Havalandırma ile demir oksidasyonunda organik madde içeriğinin çok önemli olduğu ve su kalitesinin deiyonize suya yakın olması durumunda iyi bir oksidasyon sağlandığı görülmüştür. Organik madde muhteviyatı yüksek sularda havalandırma

yoluyla oksidasyonun yeterli olmadığı, ilave oksidantlar kullanılması veya sulardaki doğal organik içeriklerini azaltılması gerektiği düşünülmektedir.

Musluk suyu çalışmasında filtre çıkışında ölçülen bulanıklık değerleri deiyonize suya göre daha yüksektir. 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.60 m/saat filtre hızında filtre çıkışında 30'uncu dakikada ölçülen musluluk suyu bulanıklık değeri 1.1 NTU iken deiyonize su çalışmasında 0.28 NTU olarak ölçülmüştür (Şekil 5.43). Deiyonize suda filtre çıkışında bulanıklık değerinin daha düşük olmasının, musluk suyunda bulunan partiküller ve doğal organiklerin bulanıklığa katkısından kaynaklandığı düşünülmektedir.



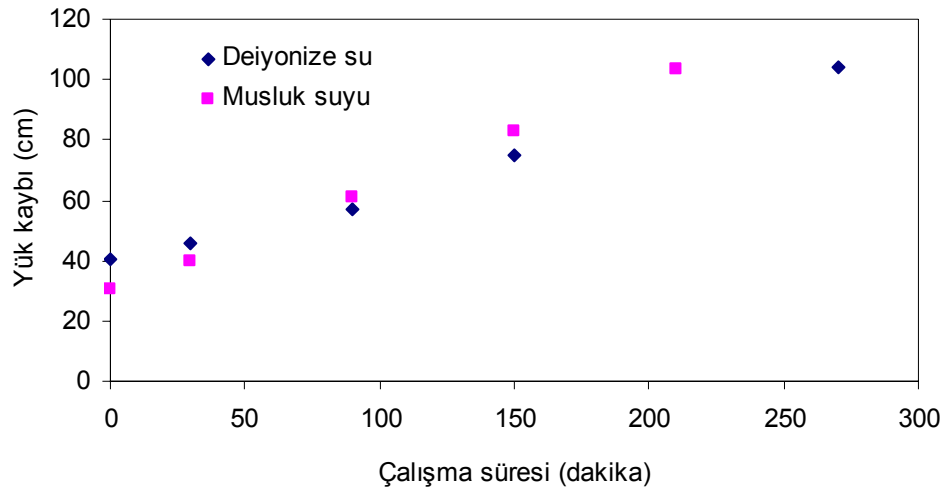
Şekil 5.43: Filtrasyonun çıkış suyu bulanıklık değerine etkisi ($C = 5.0$ mg/L, $V = 5.60$ m/saat ve $\varepsilon = 0.36$)

80 litrelik tankta pH 7.0 iken havalandırmanın başlaması ile pH değerlerinde ani düşüşler olmuştur. Bu düşüşün sebebi demir ile oksijenin reaksiyon vermesi sonucu H^+ iyonunun oluşmasıdır. Deiyonize suda en yüksek pH düşüşü 5.0 mg/L toplam demir konsantrasyonunda reaksiyonun 5'inci dakikasında pH'ın 7.0'dan 6.73'e düşmesi şeklinde görülmüştür. 5.0 mg/L toplam demir konsantrasyonunda musluk suyunda pH 6.87'ye düşmüştür. Bunun sebebinin musluk suyunda bulunan anyon, kation ve doğal organik madde değerlerinin deiyonize suya göre daha yüksek olması olarak açıklanabilir.

Hamsu kalitesine göre filtrede oluşan yük kayıpları da farklılık göstermektedir. 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.60 m/saat filtre hızında su kalitesine göre yük kaybının oluşumu Şekil 5.44'da görülmektedir.

Şekil 5.44'dan açık şekilde görüldüğü üzere musluk suyu ile deiyonize suda oluşan yük kayıpları birbirine oldukça yakındır. Çalışma süresi artıkça yük kaybının lineer olarak arttığı görülmektedir.

Sonuçta su kalitesinin yük kaybı oluşumuna etkisi olduğu ve oksidasyonun engellenmesi durumunda çıkış su kalitesinin bozulduğu görülmektedir. Moleküler ağırlığı yüksek organik madde içeren sularda demir giderimi için havalandırma yerine daha güçlü oksidantların kullanılması gerekmektedir.



Şekil 5.44: Filtrede çalışma süresine bağlı olarak oluşan yük kaybı ($C= 5.0$ mg/L, $V= 5.60$ m/saat ve $\varepsilon= 0.36$)

5.5.4 Porozitenin etkisi

Kozeny, Ergun ve Rose denklemleri temiz filtre yük kayıplarını belirlemede kullanılmaktadır. Bu denklemlerin en temel ögesi porozitedir. Porozite direkt olarak partiküllerin tutulmasını etkilemektedir. Yüksek porozite değerlerinde tutulma olasılığı partikül çapına bağlı olarak düşüktür. Bu sebeple, yük kaybı hesaplamaları için porozite değeri çok önemlidir.

Bilgisayar programı yardımıyla yük kaybı hesaplamalarının geliştirilmesi için çalışma yapan **Hasar (1997)** 0.36 ile 0.38 arasındaki poroziteleri kullanmıştır. Oluşan yük kaybı değerleri incelenmiş ancak porozitenin etkisi hakkında yorum yapılamamıştır. Bunun sebebi anılan çalışmada demir oksidasyonu hakkında temel parametrelerin belli olmamasıdır. **Yu (1983)** yapmış olduğu doktora tez çalışmasında

3 farklı demir konsantrasyonu, 3 farklı kum çapı ve 3 farklı filtre yatak derinliği kullanarak yük kaybı modelleri geliştirmeye çalışmıştır. Bununla birlikte, araştırmacının doktora tezinde porozite değerleri verilmemiştir. Ancak elde edilen çıkış konsantrasyonlarının çok yüksek ve uzun sürelerde elde edilen yük kayıpları değerlerinin çok düşük olmasından porozite değerlerinin yüksek (0.40 ve daha yukarı) olduğu anlaşılmaktadır. Bu durum, yapılması planlanan bir granüler filtrasyon çalışmasında porozitenin çok önemli olduğunu göstermektedir. **Ghoss ve diğ. (1967)** havalandırma ile oksidasyon ve çöktürmeyi müteakip filtre girişine gelen 1.75 mg/L toplam demir (0.25 mg/L'sini Fe^{2+} 'dir) konsantrasyonlu hamsuyu, 5.0 m/saat filtre hızında, 7.62 cm iç çaplı filtre kolonundan 4 farklı filtre malzeme yüksekliğinde geçirmiştir. Porozitesi belirtilmeyen çalışmanın 16'ncı saatinde tüm filtrelerden demir geçişinin arttığı görülmüştür. Buda porozitenin yüksek olduğunu göstermektedir.

Bu tez çalışması kapsamında porozitenin filtrasyon verimine etkilerini belirlemek için filtre yatakları 0.36 ve 0.40 porozite değerlerinde işletilmiştir. Çalışmalar 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.60, 7.47, 9.34 ve 11.20 m/saat filtre hızları için musluk suyu ve deiyonize su kullanılarak gerçekleştirilmiştir. Elde edilen deneysel veriler Tablo 5.12 ve 5.13'de verilmiştir. Musluk suyuna ait veriler Şekil 5.45'de ve deiyonize su çalışması ait sonuçlar ise Şekil 5.46'de grafik olarak gösterilmiştir.

Porozitenin etkisini görmek için sabit filtre hızı ve sabit demir konsantrasyonunda porozitenin değişimi ile çalışma süresinin, yük kaybının, çıkış bulanıklık değerinin ve veriminin, çıkış toplam demir konsantrasyonu ve veriminin, yataktaki $Fe(II)$ oksidasyon veriminin nasıl değiştiği araştırılmıştır.

Şekil 5.45'de görüldüğü gibi dört farklı filtre hızında da yük kaybı 100-120 cm arasında oluşmuştur. Yaklaşık olarak aynı yük kaybını (105-110 cm) elde etmek için 11.20 m/saat filtre hızında çalışma süreleri 0.40 porozitede 180 dakika ve 0.36 porozitede 75 dakika olarak belirlenmiştir. Benzer şekilde yaklaşık aynı kaybı için 5.60 m/saat hızında çalışma süreleri 0.40 porozitede 480 dakika ve 0.36 porozitede 210 dakika olarak belirlenmiştir. Görüldüğü gibi aynı dane çapına sahip kumların yerleşme şekillerine bağlı olarak porozite 0.40'dan 0.36'ya düşürüldüğünde çalışma süresi yaklaşık 2.5 kat azalmaktadır.

Tablo 5.12: Porozitenin musluk suyu ile demir giderimine etkisi (C=5.0 mg/L)

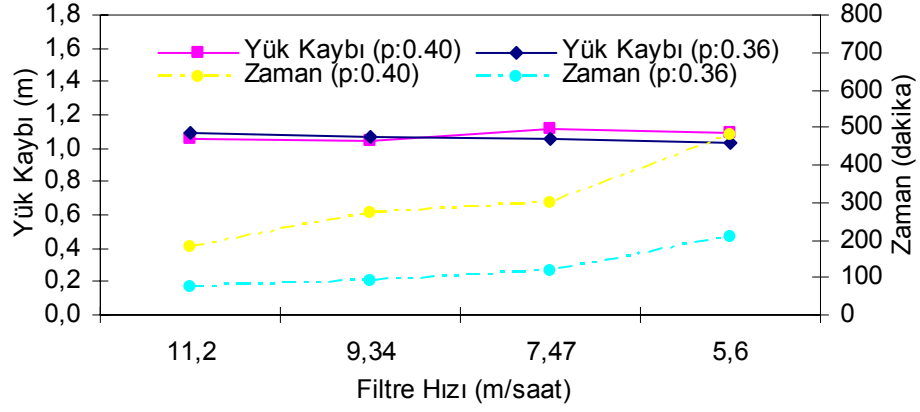
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
11.20	0.36	75	109.3	12	1.5	88	5.00	0.51	90	1.51	0.28	81
	0.40	180	105.4	15	1.7	89	5.00	1.46	71	2.22	1.21	45
9.34	0.36	90	106.4	12	1.5	88	5.00	0.56	89	1.51	0.56	63
	0.40	270	104.6	15	1.3	91	5.00	1.13	77	2.22	0.97	56
7.47	0.36	120	105.6	12	1.2	90	5.00	0.50	90	1.13	0.42	63
	0.40	300	111.8	15	2.2	85	5.00	0.75	85	1.47	0.43	71
5.6	0.36	210	103.7	12	1.1	91	5.00	0.34	93	1.13	0.24	78
	0.40	480	109.3	15	2	87	5.00	0.61	88	1.47	0.46	69

Tablo 5.13: Porozitenin deiyonize su ile demir giderimine etkisi (C=5.0 mg/L)

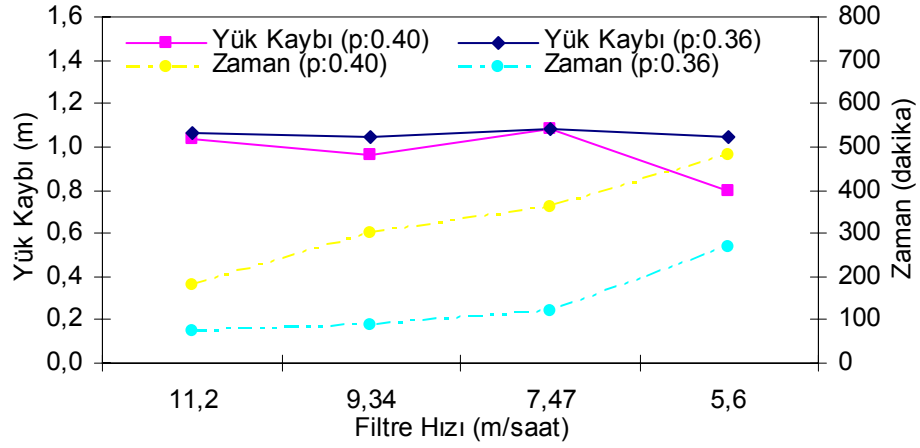
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
11.20	0.36	75	106.2	12	0.52	96	5	<0.0002	100	0.70	<0.0002	100
	0.40	180	103.8	10	0.72	93	5	<0.0002	100	0.75	<0.0002	100
9.34	0.36	90	104.4	12	0.54	96	5	<0.0002	100	0.70	<0.0002	100
	0.40	300	96.2	10	0.7	93	5	<0.0002	100	0.75	<0.0002	100
7.47	0.36	120	108.2	12	0.1	99	5	0.03	99	0.13	0.01	93
	0.40	360	108.3	10	0.79	92	5	0.04	99	0.41	0.03	93
5.6	0.36	270	104.3	12	0.28	98	5	0.19	96	0.35	0.04	90
	0.40	480	79.2	10	0.83	92	5	0.04	99	0.41	0.06	87

Tablo 5.12 ve 5.13’de numaralandırılan kolonların detayı aşağıdaki şekildedir.

- 1- Filtre hızı, m/saat
- 2- Porozite
- 3- Filtrasyonun sonlandırıldığı ana kadar geçen çalışma süresi, dakika
- 4- Filtre çalışması sonlandırıldığı andaki yük kaybı, cm
- 5- Filtre girişi bulanıklık değeri, NTU
- 6- Filtrasyonun 30’uncu dakikasında çıkış bulanıklık değeri, NTU
- 7- Filtrasyonun 30’uncu dakikasında bulanıklık giderim verimi, (5-6)/5, %
- 8- Filtre girişi toplam demir konsantrasyonu, mg/L
- 9- Filtrasyonun 30’uncu dakikasında çıkış toplam demir konsantrasyonu, mg/L
- 10- Filtrasyonun 30’uncu dakikasında toplam demir giderim verimi, (8-9)/8, %
- 11- Filtre girişi Fe(II) konsantrasyonu, mg/L
- 12- Filtrasyonun 30’uncu dakikasında çıkış Fe(II) konsantrasyonu, mg/L
- 13- Filtrasyonun 30’uncu dakikasında Fe(II) giderim verimi, (11-12)/11, %



Şekil 5.45: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda musluk suyu için 0.40 ile 0.36 porozite değerlerinde yük kaybı oluşumu ve çalışma süresi



Şekil 5.46: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda deiyonize su için 0.40 ile 0.36 porozite değerlerinde yük kaybı oluşumu ve çalışma süresi

Şekil 5.46'da gösterilen deiyonize su çalışma grafiği de musluk suyuna paralel sonuçlar göstermektedir. Aynı şekilde hem deiyonize hem de musluk suyu çalışmasında porozite arttıkça yük kaybının da azaldığı belirlenmiştir. Fakat porozite artıkça çalışma (tıkanma süresi) süresi en az 2 kat artarken yük kaybı azalması sınırlı kalmıştır; yani aynı oranda değişim olmamıştır.

Tablo 5.12 ve 5.13'deki veriler incelendiğinde filtre bulanıklık giderme veriminin porozite artıkça görülmektedir. Azalma düşük filtre hızlarında daha belirgindir. Bununla birlikte deiyonize suda bulanıklık giderme verimi filtrasyonun 30'uncu dakikasında 0.36 porozite için % 96-99, 0.40 porozite için % 92-93 mertebesindedir. Musluk suyunda bu verimler 0.36 porozite için % 88-91, 0.40 porozite için % 85-91

arasında kalmaktadır. Görüldüğü gibi musluk suyunda deiyonize suya göre verimlerde bir azalma söz konusudur. Deiyonize suda yüksek giderimden dolayı 11.20 ve 9.34 m/saat gibi yüksek filtre hızlarında hem toplam demir hemde Fe(II) çıkış konsantrasyonları cihazın ölçme limiti olan 0.0002 mg/L'nin altına düştüğünden porozitelerin farklı olması konusunda bir değerlendirme yapılamamıştır. Ancak, deiyonize su için 7.47 ve 5.60 m/saat ve musluk suyu için bütün filtre hızlarında porozitenin artmasının toplam demir ve Fe(II) giderme verimini önemli ölçüde azalattığı görülmektedir (örnek: musluk suyu Fe(II) gireme verimi 11.20 m/saat filtre hızında 0.36 porozite için % 81 iken 0.40 porozite için % 45'tir). Sonuç olarak aynı dane çaplı kumların daha iyi bir şekilde yerleşmelerinin sağlanarak porozitenin % 40'dan % 36'ya düşürülmesi çalışma süresini kısaltmakla birlikte yük kaybında çok önemli yükselmeye yol açmamakta, buna karşılık su kalitesi daha da iyileşmektedir.

Deiyonize su çalışmasında da 9.34 m/saat filtre hızında 0.40 porozitede 300'üncü dakikada filtre çıkışı toplam demir konsantrasyonu 4.881 mg/L olarak ölçülmüştür. Bu durum bu filtre hızı ve porozite değerinde demirin tüm yatak yüksekliğini kat ederek çıkışta görülmeye başladığını göstermektedir. Tablo 5.2, 5.3, 5.4 ve 5.5'de görüldüğü üzere 0.40 porozitede 0.36'ya göre demir yumaklarının filtre yatağı içerisinde ilerleme mesafeleri oldukça yüksektir. Bu durum çalışma süresinin uzatılması halinde **Carlson ve diğ. (1997)** ile **Ghoss ve diğ. (1967)** çalışmalarındaki gibi filtre çıkışında zamanla demir konsantrasyonunun artacağını göstermektedir.

Yüksek demir konsantrasyonlarında çalışma süresinin uzun olması açısından 0.40 porozite daha uygundur. Çünkü filtrede tıkanma filtre tabanına kadar olmaktadır. Düşük demir konsantrasyonlarında ise yük kaybının düşük olması ve su kalitesinin iyi olmasından dolayı 0.36 porozite değerinde çalışma daha uygundur. Düşük porozitede herhangi bir yumaklaştırıcı yardımcısına gerek duyulmaksızın yük kaybının sınırlayıcı faktör olmasıyla filtre çıkışında demir konsantrasyonu 0.2 mg/L'nin altunda kalmaktadır. Yüksek porozitede ise yük kaybı (çalışma süresi) yerine çıkış konsantrasyonunun sınırlayıcı olduğu görülmektedir.

6. SONUÇLAR

Demir konsantrasyonu, filtre hızı, porozite ile yük kaybı ve su kalitesi arasındaki ilişkinin araştırıldığı bu çalışmada aşağıdaki sonuçlara ulaşılmıştır.

- Başlangıç pH değerlerinde, deiyonize su kullanılması durumunda musluk suyuna nazaran daha fazla düşüş görülmüştür. Bunun temel sebebi musluk suyunda bulunan ve ilave tampon kapasitesi gören anyon, katyon ve doğal organik maddelerin tür ve miktarlarındaki farklılıktır. Başlangıçtaki hızlı oksidasyonu müteakip havalandırma ile birlikte ortamdaki pH değerinin de arttığı belirlenmiştir. Artış hızının yüksek demir konsantrasyonlarında biraz daha yüksek olduğu görülmüştür. Ortamın pH'sının yükselmesinin büyük ölçüde oksidasyon için verilen havanın karbondioksiti sıyırmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.
- Yapılan deneysel çalışmalar sonucu musluk suyu ve deiyonize suda, filtre besleme suyu bulanıklık değerinin demir konsantrasyonunun (0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L) artması ile yükseldiği (0.65-15 NTU) görülmüştür. Elde edilen çok sayıda deney verisi değerlendirilmiş ancak bulanıklık ve Fe(III) konsantrasyonu arasında analitik bir ilişki kurulamamıştır.
- Filtre olgunlaşmasının düşük hızlarda yüksek hızlara göre daha uzun sürede meydana geldiği belirlenmiştir.
- Filtre giriş suyunda Fe(II) konsantrasyonlarının standartlarda verilen limit değer olan 0.2 mg/L'nin üzerinde olduğu görülmüştür. Bu yüksek Fe(II) değerlerinin filtre içindeki oksidasyonla 0,2'nin altına hangi şartlarda düşeceği araştırılmıştır. Yapılan çalışmalarda filtre besleme suyundaki Fe(II)'nin % 45-70 oranında filtre içerisinde katalitik etkinin de katkısı ile oksitlendiği belirlenmiştir. Dikkatli bir işletme ile yüksek demir konsantrasyonlarında, başlangıçta havalandırma ile iyi bir oksidasyon yapılmamış olsa bile, filtre yatağı içerisinde kalan Fe(II)'nin büyük bir oranda oksitlenebilmesi mümkün olabilecektir. 1.0 mg/L ve daha düşük konsantrasyonlarda filtre yatağı içerisindeki Fe(II) oksidasyonu ihmal

edilebilecek mertebeye düşmektedir. Buda Fe(II) oksidasyonunda Fe(III) yumaklarının katalitik etkisini belirgin bir şekilde ortaya koymaktadır.

- Düşük Fe(II) (0.5 ve 1.0 mg/L) giriş konsantrasyonlarında oluşan Fe(III) yumaklarının filtrenin üst kısmında tutulduğu ve yük kaybı oluşumunun yavaş olduğu, Fe(II) konsantrasyonun 2.5 mg/L ve üzerinde olması durumunda yumakların filtre yatağı üst kısmında yoğun bir şekilde tutulduğu, bu sebeple yük kaybı artışı hızlandırdığı, çalışma süresinin ilerlemesi ile yumakların filtre yatağı boyunca çıkışa doğru yayıldığı (ilerlediği) görülmüştür.
- Yapılan deneylerin sonuçları, filtre besleme suyunda bulunan toplam demir konsantrasyonunun artması ile yük kaybı oluşumunun arttığını göstermektedir. Aynı şekilde filtre hızının artması da filtre yük kaybını artırmıştır.
- Filtre hızının 5,60 m/saat ve daha düşük olduğu durumlarda, daha yüksek filtre hızlarına göre gerek yük kaybı gerekse su kalitesi açısından çok farklı sonuçlar elde edilmiştir. Bu hız civarının bazı mekanizmalar açısından bir dönüm noktası olabileceği düşünülmektedir.
- Su kalitesinin, kum filtresinden geçen toplam demir ve 0.45 µm membran filtreden geçen kolloidal veya iyon formunda demir miktarları üzerinde çok önemli etkiye sahip olduğu görülmüştür.
- 9.34 m/saat hızda yumakların filtre yatağı boyunca ilerlemesinin, 7.47 m/saat filtre hızına göre daha fazla olmasından dolayı zamanla bu iki filtre hızındaki yük kayıpları eşitlenmiştir. Bu filtre hızları için, 'su hacmi - yük kaybı' ve 'yük kaybı – çalışma süresi' grafiklerinin birbirinden farklı olmadığı görülmüştür.
- Özellikle 2.5 ve 5.0 mg/L filtre girişi demir konsantrasyonlarında deiyonize su geri yıkama suyu hacimlerinin, musluk suyuna göre daha fazla olduğu görülmektedir. Bu durum deiyonize suda daha sıkı ve sağlam yumakların oluştuğunu ve geri yıkama sırasında filtre malzemesinden hemen kopmadığını göstermektedir.
- Bu çalışmadan elde edilen veriler değerlendirilip genelleştirildiğinde 1.0 mg/L ve altındaki Fe(II) konsantrasyonlarında, hava ile oksidasyondan sonra düşük poroziteli (0.35-0.36) kum filtre yatağı kullanılması halinde demir hiçbir yardımcı kimyasala (oksidant ve koagülan) gerek olmaksızın etkili bir şekilde giderilebilmektedir. Buna karşılık 1.0 mg/L'nin üzerindeki konsantrasyonlarda

havalandırmayı müteakip çöktürme ve filtrasyona gerek duyulmaktadır. Ancak çöktürmeden geçmiş suda sadece büyük çaplı yumaklar ayrılmakta ve kolloidal formda kalan demir parçacıkları suda kalmaktadır. Bu çalışmada musluk suyu için 0.40 porozitede filtreden yüksek konsantrasyonlarda ($>1\text{mg/L}$) demir geçişi olduğu ve deiyonize suda demirin filtre tabanına hareketinin hızlandığı (300 dakika sonunda 9.34 m/saat hızında 40 cm ilerleme) görülmüştür.

- Aynı dane çaplı kumların daha iyi bir şekilde yerleşmelerinin sağlanarak porozitenin % 40'dan % 36'ya düşürülmesi çalışma süresini kısaltmakla birlikte yük kaybında çok önemli yükselmeye yol açmamakta, buna karşılık su kalitesi daha da iyileşmektedir. Yüksek demir konsantrasyonlarında çalışma süresinin uzun olması açısından 0.40 porozite daha uygundur; çünkü 0.36 porozitede sadece filtre üst kısmında tıkanma görülürken, 0.40 porozitede filtre tabanına kadar tıkanma meydana gelmektedir. Düşük demir konsantrasyonlarında ise yük kaybının düşük olması ve çıkış suyu kalitesinin limitleri sağlamasından dolayı 0.36 porozite değerinde çalışma daha uygundur. Düşük porozitede herhangi bir yumaklaştırıcı yardımcısına gerek duyulmaksızın yük kaybının sınırlayıcı faktör olmasıyla filtre çıkışında demir konsantrasyonu 0.2 mg/L 'nin altında kalmaktadır. Yüksek porozitede ise yük kaybı (çalışma süresi) yerine çıkış konsantrasyonunun sınırlayıcı olduğu görülmektedir.
- Filtrelerde zamanla yumaklar basınca ve poroziteye bağlı olarak çıkışa doğru ilerlemekte ve hatta tesis iyi işletilmediğinde filtrelerden çıkmaktadır.
- Filtreden geçen ve/veya geri yıkama sonrası filtrede kalan toplam demir konsantrasyonları musluk suyu kullanılması halinde çok daha yüksek olmuştur. Bu durumun musluk suyu içerisinde bulunan maddelerin demir oksidasyonunu olumsuz etkileyerek daha fazla Fe(II) 'in filtreden geçmesinden kaynaklandığı düşünülmektedir. Zira, musluk suyu içindeki maddeler hem demir oksidasyonunu olumsuz etkileyerek Fe(II) geçişini artırmakta hemde oluşan demir yumaklarının çevresinin sudaki organiklerle kaplanarak çok küçük partiküllerin yumaklarla birleşmesini önlemekte ve filtreden kaçmasına sebep olmaktadır.
- 1.0 mg/L ve daha düşük demir konsantrasyonlarında hem musluk suyu hem de deiyonize su için 0.36 porozite değerinde, 5-15 m/saat filtre hızları ile filtrasyonda yük kaybı, temel kısıtlayıcı faktördür. Bu porozite değeri su kalitesi açısından daha uygundur, zira toplam demir filtre çıkış konsantrasyonu 0.2 mg/L ve altında kaldığından gerekli standartları sağlamaktadır.

- Gerçek çalışma şartlarını yansıtacak şekilde tasarlanmış olan deney düzeneğinde yapılan çalışmalarda elde edilen temiz filtre yük kayıpları ile literatürde kabul gören Carman-Kozeny, Rose ve Ergun denklemleri mukayese edilmiştir. Başlangıç filtre hızlarının anılan temiz filtre yük kaybı denklemlerinden daha düşük değerler verdiği görülmüştür. Bu farklılığın anılan denklemlerin bir takım kabuller yapılarak çıkarılması, geliştirilen ifadelerin gerçekleşmesinde sıvı yerine gaz kullanılmasından kaynaklandığı düşünülmektedir.
- Ortamın porozitesi artıkça Carman-Kozeny ve Ergun denklemlerinin verdiği sonuçlar ile bu çalışmada gözlenen gerçek sıvı kullanılarak yapılan deney sonuçları birbirine daha çok yaklaşmaktadır. Akışkanın viskozitesinin artmasının ölçme sonucu elde edilecek yük kaybı değerleri ile Carman-Kozeny ve Ergun denklemleri yük kaybı değerleri arasındaki farkın artacağı sonucuna ulaşılmıştır.

Öneriler

- Yüksek demir konsantrasyonlarında (2.5 mg/L ve üzeri) düşük filtre hızlarının (5.60 m/saat ve aşağısı) kullanılması bir taraftan çıkış suyu kalitesini standartlar sağlanacak derecede iyileştirirken diğer taraftan geçen su miktarı azaldığı için tıkanma süresini de artırmaktadır. Bu iki zıt durumun (su kalitesinin iyileşmesi ve birim zamanda artılan su miktarının azaltılması) birlikte değerlendirilerek optimum çözüme karar verilmesi gerekmektedir.
- Ergun, Carman-Kozeny ve Rose denklemleri ile farklı çaplarda ve filtre hızlarında filtrasyon, temiz filtre yük kayıpları arasındaki ilişkinin detaylı bir şekilde araştırılmasına ihtiyaç bulunmaktadır.
- Çalışmalarda 7.47 ve 9.34 m/saat filtre hızı yük kaybı değerlerinin genel sonuçlardan zaman zaman farklı olduğu görülmüş ve 7.47-9.34 m/saat hız mertebesinin geçiş (kararsızlık) bölgesi olabileceği kanaati doğmuştur. Bu bölgeye özgü ilave araştırmalara ihtiyaç bulunmaktadır.

KAYNAKLAR

- Al-Khalili R.S., Sutherland J.P. ve Folkard G.K.**, 1997. Filtration with a natural coagulant", *23rd WEDC Conference 'Water and sanitation for all: partnerships and innovation'*, 1-5th September, Durban, South Africa.
- Andersson, J., ve Johansson, H.**, 2002 .Iron removal from groundwater in Rakai District, Uganda. *Master Thesis*, Division of Sanitary Engineering, Lulea University of Technology, Sweden.
- APHA-AWWA-WPCF**, 1992. Standard Methods for The Examination of Water and Wastewater. *18th edition*, Washington, DC, USA.
- Beer M.H. ve Berkow, R.**, 1999. The Merck Manual of Diagnosis and Therapy. *Merck & Co. Inc. www.merck.com/pubs/mmanual/, (USA)*
- Bhargava, D.S. ve Ojha, C.S.P.**, 1992. Headloss prediction in operating rapid sand filters. *Transactions of the Institution of Engineers, Australia: Civil Engineering*, **34**(3), 237-244.
- Carlson, K.H., Knocke, W.R. ve Gertig, K.R.**, 1997. Optimizing treatment through Fe and Mn fractionation. *Journal of American Water Works Association*, **89** (4), 162-171.
- Cleasby J.L.**, 1975. Iron and -manganese removal - Case study. *Journal American Water Works Association*, **67** (3): 147-149.
- Cornell, R.M. ve Schwertmann, U.**, 2003. The Iron Oxides: Structure, Properties, Reactions, Occurrences, and Uses. 2nd Edition, Weinheim: Wiley-VCH, Germany.
- Cromley, J.T. ve O'Connor, J.T.**, 1976. Effect of ozonation on the removal of iron from a groundwater. *Journal of the American Water Works Association*, **68**(6), 315-319.
- Crosby, S.A., Glasson, D.R., Cuttler, H.A., Butler, I., Turner, D.R., Michael Whitfield, M., ve Millward, G.E.**, 1983. Surface areas and porosities of iron(III)- and iron(II)-derived oxyhydroxides. *Environmental Science and Technology*, **17** (12), 709 – 713.

- Darby J.L., ve Lawler, D.F.,** 1990. Ripening in depth filtration - effect of particle-size on removal and head loss. *Environmental Science & Technology* **24** (7): 1069-1079.
- Droste, R.L.,** 1997. Theory and practice of water and wastewater treatment. *John Wiley & Sons, Inc.* New York, USA.
- EC.,**1998. Official Journal of the European Communities. December 5 1998;
Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. L330/32 – L330/50.
- Ellis, D., Bouchard, C., ve Lantagne, G.,** 2000. Removal of iron and manganese from groundwater by oxidation and microfiltration. *Desalination*, **130**(3), 255-264.
- EPA.,** 1992. Secondary Drinking Water Regulations: *Guidance for Nuisance Chemicals. EPA 810/K-92-001.*
- Ergene, A.,** 1987. Toprak Biliminin Esasları, Atatürk Üniversitesi Yayınları No. 635, Ziraat Fak. Yayın No:289, Ders kitapları serisi No:47, A.Ü. Basımevi, Erzurum.
- Ergun, S.,** 1952. Fluid Flow Through Packed Columns. *Chem. Eng. Prog.* **48**(2), 89 – 94.
- Eroğlu, V.,** 1995. Su Tasfiyesi, İ.T.Ü İnşaat Fakültesi Matbaası, İstanbul.
- Ghosh, M.M., O'Connar, J.T. ve Engelbrecht, R.S.,** 1967. Removal of iron from ground water by filtration. *Journal of American Water Works Association*, 59 (7), 878-896.
- Hadmimani, A.P.,** 1967. Iron and manganese accumulations in selected soil profiles of KANSAS. *PhD Thesis*, Agriculture-Soil Science, Kansas State University, USA.
- Haider, A. ve Levenspiel, O.** 1989. Drag Coefficient and Terminal Velocity of Spherical and Nonspherical Particles. *Powder Technology*, **58**, 63-70.
- http://www.iski.gov.tr/gis/iskabis_web/MASTERPLAN/2/Cilt2/text/FR2-bolum8.htm.
- <http://www.webelements.com>.
- <http://wwwchem.uwimona.edu.jm:1104/courses/iron.html>.

- Ijpelaar, G.F., Groenendijk, M., Kruithof, J.C., ve Schippers, J.C., 2002.** Fenton process for the combined removal of iron and organic micropollutants in groundwater treatment. *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(2), 229-236.
- Katsoyiannis, I. A., ve Zouboulis, A. I., 2004.** Biological treatment of Mn(II) and Fe(II) containing groundwater: kinetic considerations and product characterization. *Water Research*, **38**, 1922–1932.
- King, D.W., Lounsbury, H.A., ve Miliero, F.J., 1995.** Rates and mechanism of Fe(II) oxidation at nanomolar total iron concentrations. *Environmental Science and Technology*, **29**(3), 818-824.
- Knocke, W.R., Conley, L., ve Van Benschoten, J. E., 1992.** Impact of dissolved organic carbon on the removal of iron during water treatment. *Water Research*, **26**(11), 1515-1522.
- Knocke, W.R., Shorney, H.L., ve Bellamy, J.D., 1994.** Examining the reactions between soluble iron, DOC, and alternative oxidants during conventional treatment. *Journal of the American Water Works Association*, **86**(1), 117-127.
- Lang, J.S., Giron, J.J., Hansen, A.T., Trussell, R.R., ve Hodges, E., 1993.** Investigating filter performance as a function of the ratio of filter size to media size. *Journal AWWA*, **85**(10), 122-130.
- Letterman, D.R., 1999.** Water Quality and Treatment: a Handbook of Community Water Supplies. American Water Works Association, Fifth Edition, McGraw-Hill Companies, USA
- Liang, L., McNabb, J.A., Paulk, J.M., Gu, B., ve McCarthy, J.F., 1993.** Kinetics of Fe(II) oxygenation at low partial pressure of oxygen in the presence of natural organic matter. *Environmental Science and Technology*. **27**(9), 1864–1870.
- Logsdon, G.S., Hess, A.F., Chipps, M.J. ve Rachwal, A.J., 2002.** Filter Maintenance and Operations Guidance Manual. AWWA Research Foundation and AWWA, Denver, Colo., USA

- Lytle, D.A. ve Snoeyink, V.L.,** 2003. The effect of pH and dissolved inorganic carbon on the properties of iron colloidal suspensions. *Journal of Water Supply: Research and Technology—AQUA* , **52** (3), 165-180.
- Lytle, D.A., Magnuson, M.L., ve Snoeyink, V.L.,** 2004. Effect of oxidants on the properties of Fe(III) particles: And suspensions formed from the oxidation of Fe(II). *Journal of American Water Works Association*, **96**(8), 112-124.
- Mackie, R.I., Ali Khan, S.M.M., ve Stoecker, O.,** 2000. Modelling of headloss development in deep-bed filtration, *Proceedings of 8th World Filtration Congress*, Brighton UK, 4-7 April 2000, 835-838.
- Mettler, S.,** 2002. In situ removal of iron from ground water: Fe(II) oxygenation, and precipitation products in a calcareous aquifer. *PhD Thesis*, Swiss Federal Institute of Technology Zürich, Switzerland.
- Mouchet, P.,** 1992. From conventional to biological removal of iron and manganese in France. *Journal of American Water Works Association*, **84**(4), 158-167.
- Munter, R., Ojaste, H, ve Sutt, J.,** 2005. Complexed iron removal from groundwater. *Journal of Environmental Engineering*, **131**(7), 1014-1020.
- Muslu, Y.,** 1981. Filtrede lineer olmayan akımlar. *İ.T.Ü. Dergisi*, **39**(1), 19-25.
- Ninh Pham, A., Rose, A.L., Feitz, A.J., ve Waite, T.D.,** 2004. The effect of dissolved natural organic matter on the rate of removal of Fe(II) iron in fresh waters. *Water Science and Technology: Water Supply*, **4**(4), 213-219.
- Olanczuk-Neyman, K., Czescik, P., Lasinska, E., ve Bray, R.,** 2001. Evaluation of the effectivity of selected filter beds for iron and manganese removal. *Water Science and Technology: Water Supply*, **1**(2), 159-165.
- Olson, L.L., ve Twardowski, C.J.Jr.,** 1975. FeCO_3 vs Fe(OH)_3 precipitation in water-treatment plants. *Journal of the American Water Works Association*, **67**(3), 150-153.

- Pizzi, N.**, 1999. Maintaining Filters - Part I of a Series. *Ohio Section AWWA newsletters*.
- Potgieter, J.H., McCrindle, R.I., Sihlali, Z., Schwarzer, R., ve Basson, N.** , 2005-a. Removal of iron and manganese from water with a high organic carbon loading. Part I: The effect of various coagulants. *Water, Air, and Soil Pollution*, **162**(1-4), 49-59.
- Potgieter, J.H., Potgieter-Vermaak, S.S., Modise, J., ve Basson, N.**, 2005-b Removal of iron and manganese from water with a high organic carbon loading. Part II: The effect of various adsorbents and nanofiltration membranes. *Water, Air, and Soil Pollution*, **162**(1-4), 61-70.
- Robinson, L.R.**, 1998. Groundwater concerns: Adequate alkalinity for iron and manganese removal. *Water Engineering and Management*, **145** (3), 8.
- Robinson, Jr., L.R., ve Breland, E.D.**, 1968. Removal of iron and manganese from low alkalinity waters. *Public Works*, **99**(2), 72-76
- Robinson, Jr., L.R., ve Dixon, R.I.**, 1968. Iron and manganese precipitation in low alkalinity ground waters. *Water and Sewage Works*, **115**(11), 514-518.
- Ronnholm, M.R., Warna, J., Salmi, T., Turunen, I., ve Luoma, M.**, 1999. Kinetics of oxidation of ferrous sulfate with molecular oxygen. *Chemical Engineering Science*, **54**(19), 4223-4232.
- Sakthivadivel, R., Thanikachalam, V., and Seetharaman, S.**, 1972. Head-Loss theories infiltration. *Journal of the American Water Works Association*, **64** (4), 233- 238.
- Sallanko, J., Lakso, E., ve Lehmikangas, M.**, 2004. Effect of adsorption on filtration results of groundwater. *Water Science and Technology: Water Supply*, **4** (5-6), 157-163.
- Sampat, P.**, 2000. Groundwater shock. *World Watch*, January/February, 10–22.
- Sarikaya, H.Z.**, 1980. Interactions between ferrous iron oxidation and phosphate. *Treatment and Disposal of Liquid and Solid Industrial Wastes: Proceedings of the 3rd Turkish-German Environmental Engineering Symposium*, July, Istanbul, Pergamon Press, 143-160.

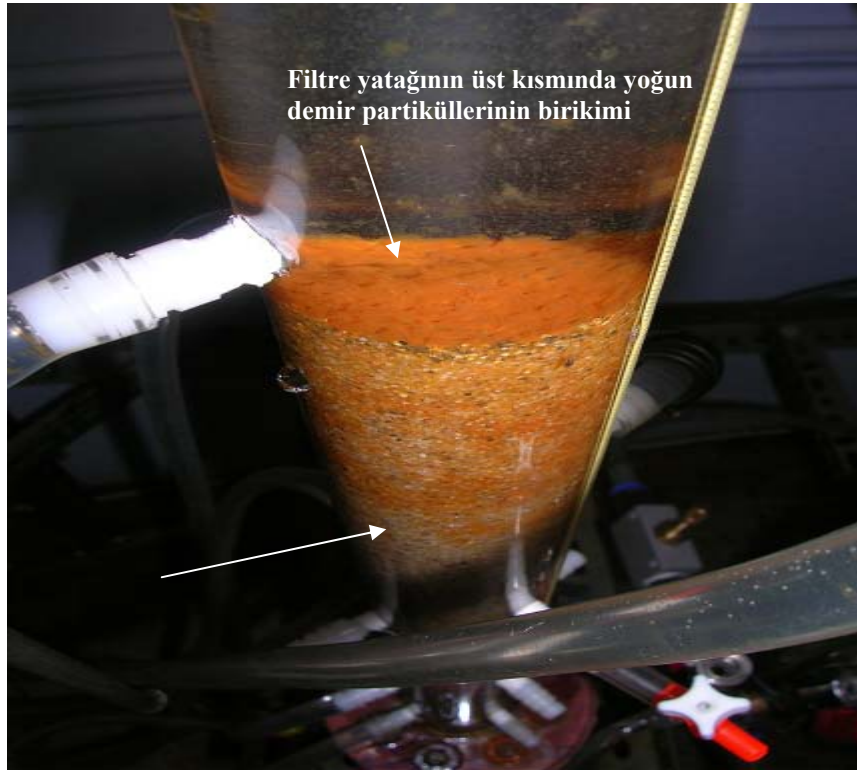
- Sawyer, N.C., McCarty, P.L., ve Parkin, G.F. 1994.** Chemistry for Environmental Engineering. Fourth Edition, McGraw-Hill Book Co., New York, USA
- Sharma, S.K., Greetham, M.R. ve Schippers, J.C., 1999.** Adsorption of iron(II) onto filter media. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, **48**(3), 84–91.
- Sharma, S.K., Kappelhof, J., Groenendijk, M. ve Schippers, J.C., 2001.** Comparison of physicochemical iron removal mechanisms in filters. *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, **50**(4), 187–198.
- Sharma, S.K., Petrusovski, B. ve Schippers, J.C., 2002-a.** Characterisation of coated sand from iron removal plants: *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(2), 247–257.
- Sharma, S.K., Petrusovski, B., Jonoski, A., Ijpelaar, G.F., ve Schippers, J.C., 2002-b.** Decision support system for optimisation of iron removal from groundwater. *Water Science and Technology: Water Supply*, **2**(5-6), 257-263.
- Sharma SK, Petrusovski B, ve Schippers J.C., 2005.** Biological iron removal from groundwater: a review . *Journal of Water Supply: Research and Technology – Aqua*, **54**(4), 239–247.
- Sim, S.J., Kang, C.D., Lee, J.W., ve Kim, W.S., 2001.** Treatment of highly polluted groundwater by novel iron removal process. *Journal of Environmental Science and Health - Part A Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, **36**(1), 25-38.
- Sincero, A.P., ve Sincero, G.A., 2003.** Physical-chemical Treatment of Water and Wastewater. IWA Pub., London, UK.
- Sommerfeld, E.O., 1999.** Iron and Manganese Removal Handbook. American Water Works Assositation, Denver, Colo., USA.
- Stucki, J.W., Goodman, B.A. and Schwertmann, U., 1985.** Iron in Soils and Clay Minerals. NATO ASI Series, Bad Windsheim, Germany.
- Stumm, W., ve Lee, G.F., 1961.** Oxygenation of ferrous iron. *Ind. Eng. Chem.* **53**(2) 143.

- Sung, W., ve Morgan, J. J.,** 1980. Kinetics and product of ferrous iron oxygenation in aqueous systems. *Environmental Science and Technology*, **14**(5), 561-568.
- Tamura, H., Goto, K., ve Nagayama, M.,** 1976. Effect of ferric hydroxide on the oxygenation of ferrous ions in neutral solutions. *Corrosion Science*, **16**(4), 197-207.
- Tamura, H., Kawamura, S., ve Hagayama, M.,** 1980. Acceleration of the oxidation of Fe^{2+} ions by Fe(III)-Oxyhydroxides. *Corrosion Science* **20** (8-9): 963-971.
- Tech Brief.,** 1998. Iron and manganese removal. <http://www.ndwc.wvu.edu>.
- Tech Brief.,** 1999. Ozone. <http://www.ndwc.wvu.edu>.
- Theis, T.L., ve Singer, P.C.,** 1974. Complexation of iron(II) by organic-matter and its effect on iron(II) oxygenation. *Environmental Science & Technology*, **8**(6): 569-573.
- Tobiason, J.E., Johnson, G.S., Westerhoff, P.K., ve Vigneswaran, B.,** 1993. Particle size and chemical effects on contact filtration performance. *Journal of Environmental Engineering*, **119**(3), 520-539.
- Tremblay, M.V.,** 1997. Biological and physico-chemical removal of iron from potable waters. *Graduate Thesis*. McGill University, Montreal.Canada.
- Trusselli, R.R., ve Chang, M.,** 1999. Review of flow through porous media as applied to head loss in water filters. *Journal of Environmental Engineering-ASCE*, **125**(11), 998-1006.
- TS-266,** 1997. Sular-İçme ve kullanma suları. *Türk Standartları Enstitüsü*, ICS 13.060.20.
- Tüfekçi, N.,** 1995. Temas havalandırmalı sistemler ile demir giderimi. *Doktora Tezi*. İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü
- Tüfekci, N. ve Sarikaya, H.Z.,** 1996. Catalytic effects of high Fe (III) concentrations on Fe(II) oxidation. *Water Science and Technology*, **34**(7-8), 389-396.

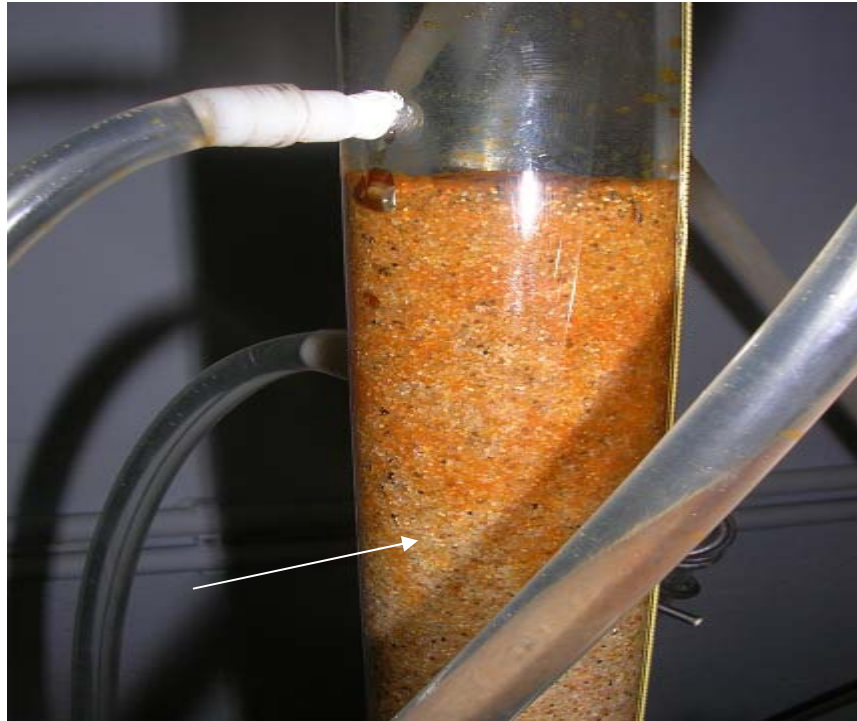
- Tufekci, N., Demir, G., Ozgul, G., ve Kinaci, C.,** 2003. The effect of organic matters on ferrous oxidation. *Fresenius Environmental Bulletin*, **12**(7): 771-775.
- Ünal, A.,** 2003. Fe (II) ve Mn (II)'nin atmosferik oksijenle oksidasyonuna suda bulunan organik ve inorganik maddelerin etkisi. *Yüksek Lisans Tezi*. İTÜ Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Veerapaneni, S.,** 1996. Formation and morphology of colloidal deposits in porous media. *PhD Thesis*, Rice University, Houston-Texas-ABD.
- Weiner, R.F ve Matthews, R.,** 2003. Environmental Engineering. 4th Edition, Elsevier Science, USA.
- Vignesvaran, B.,** 1997. Effect of particle size in depth filtration: measurements and modeling. *PhD Thesis*. Department of Civil and Environmental Engineering, University of Massachusetts Amherst.
- WHO,** 1996. Guidelines for Drinking Water Quality: 2nd Edition, Vol 2 – Health Criteria and other supporting information. World Health Organisation, Geneva.
- Williams, P.,** 2002. Biological iron and manganese removal as a viable alternative for groundwater treatment. <http://www.esemag.com./index.html>.
- Yardımcı, M.,** 2001. İstanbul su arıtma tesislerinde demir-mangan problemi üzerine bir çalışma. *Yüksek Lisans Tezi*. İ.T.Ü Fen Bilimleri Enstitüsü.
- Yu, M.J.,** 1983. Design parameters for filter capacity. *PhD Thesis*, Civil Engineering Department, Sanitary Engineering Major of IOWA State University.
- Zaw, M., ve Chiswell, B.,** 1999. Iron and manganese dynamics in lake water. *Water Research*, **33**(8), 1900-1910.

EKLER

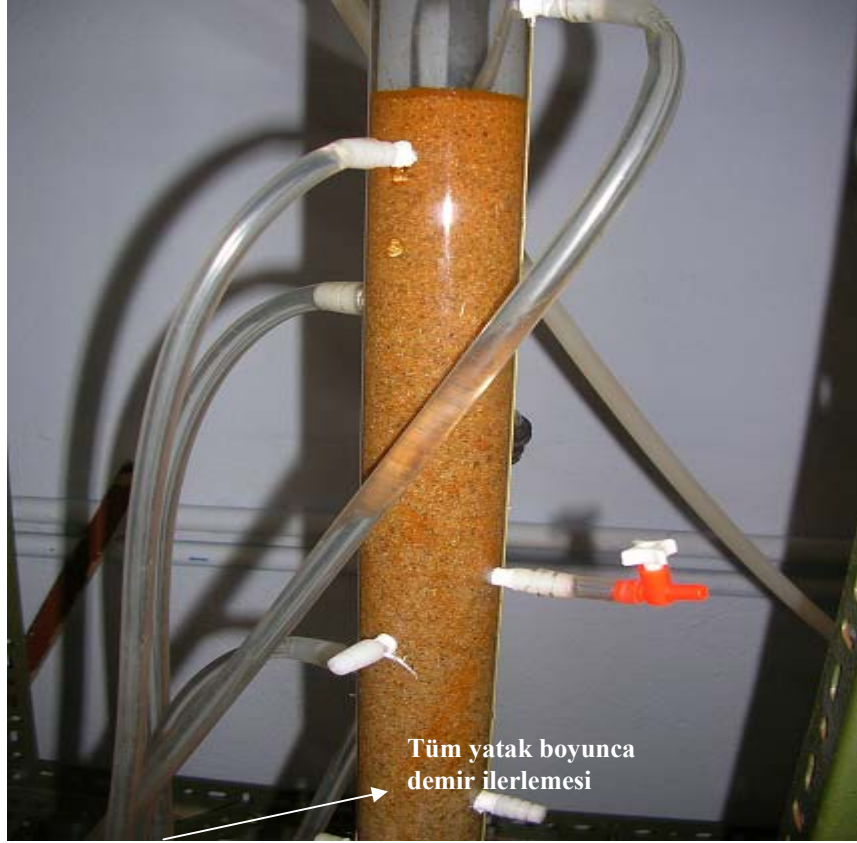
EK A- Filtre işletimine ve geri yıkamaya ait resimler



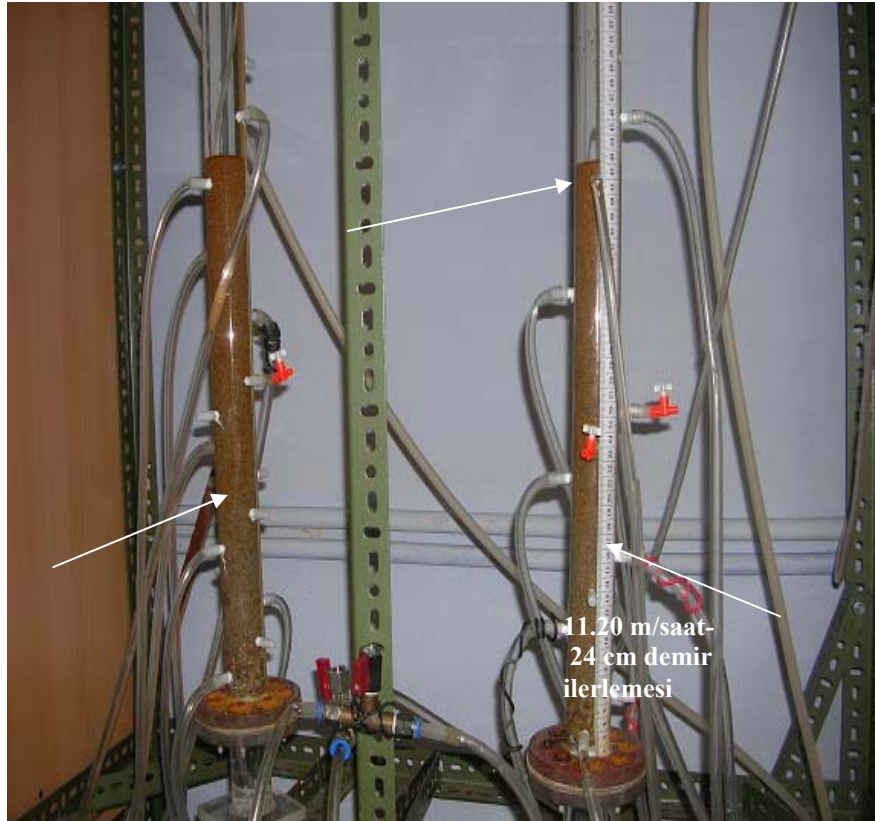
Şekil A1: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.36, musluk suyu)



Şekil A2: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su)



Şekil A3: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.40, deiyonize su)



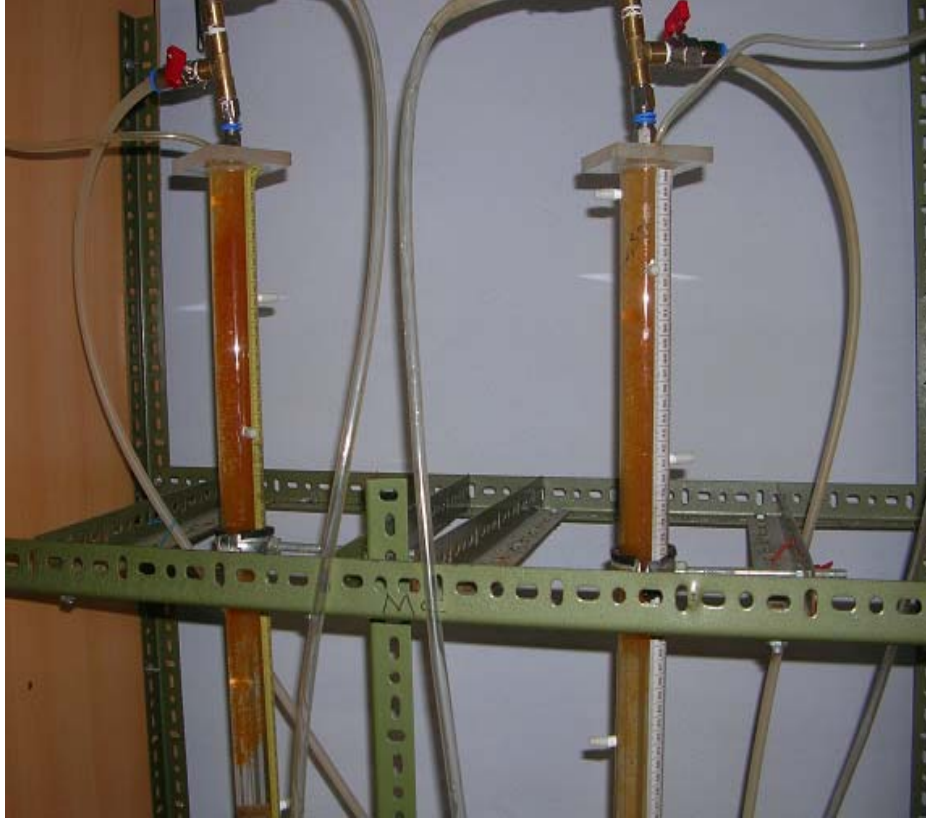
Şekil A4: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda işletilen filtrenin görünümü (ϵ :0.40, musluk suyu)



Şekil A5: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında işletilen filtrenin geri yıkmaya başlama görünümü (ϵ :0.36, musluk suyu)



Şekil A6: 5.0 mg/L demir konsantrasyonunda işletilen filtrenin geri yıkama görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su)

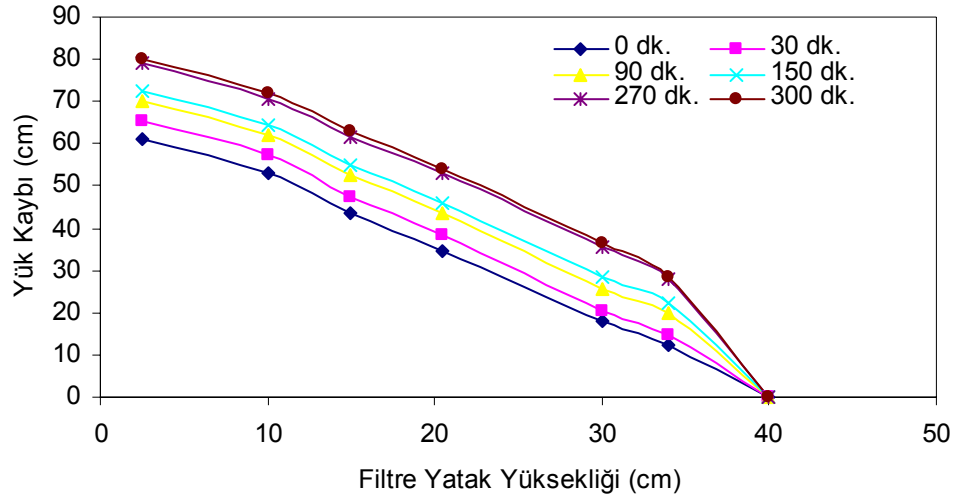


Şekil A7: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu filtrenin geri yıkama görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su)

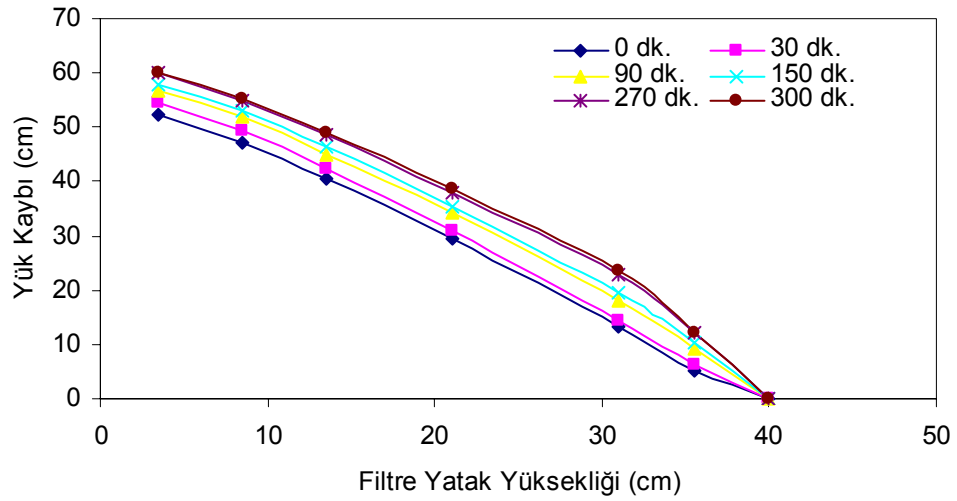


Şekil A8: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu filtrenin geri yıkama esnasında demir partiküllerinin görünümü (ϵ :0.36, deiyonize su)

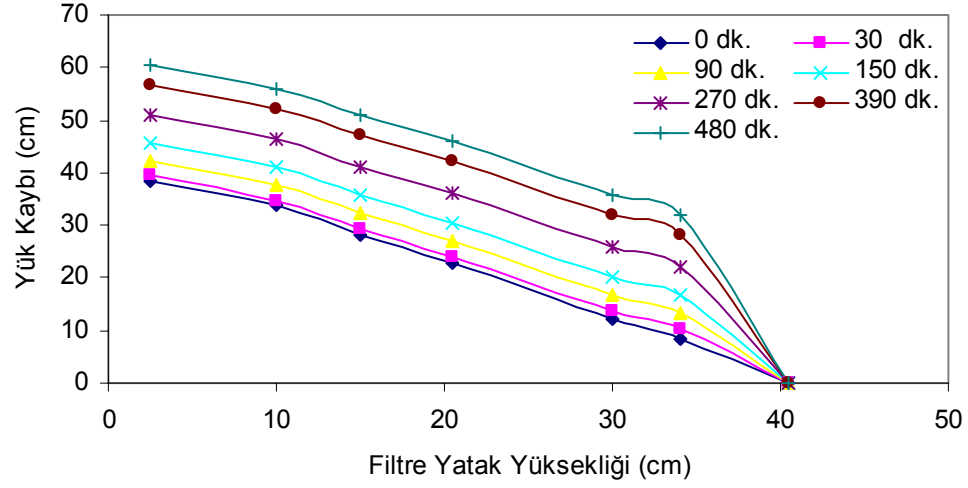
EK –B Deiyonize, musluk suyu, hümik asit ilaveli deiyonize su, yüksek porozitede (0.40) deiyonize ve musluk suyu çalışmalarında 0.5, 1.0, 2.5 ve 5.0 mg/L demir konsantrasyonları ile 5.60, 7.47, 9.34, ve 11.20 m/saat filtre hızlarında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi



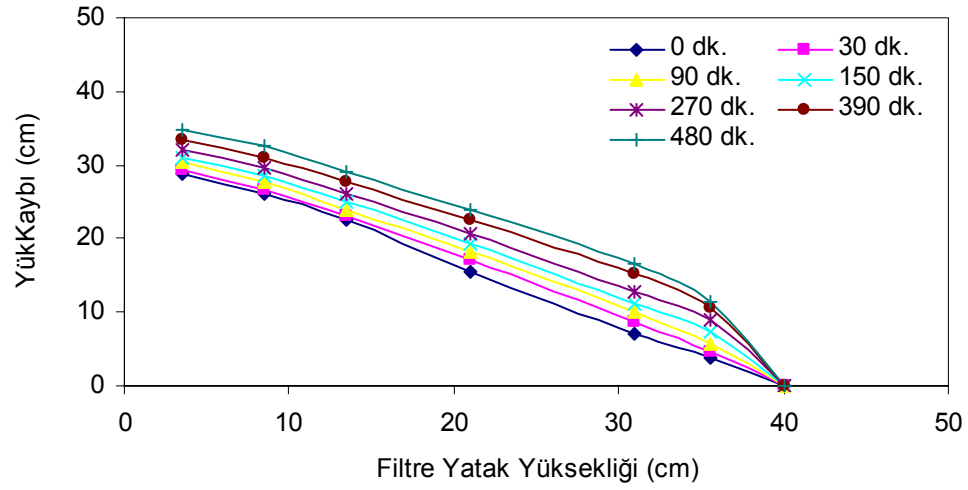
Şekil B1: 0.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



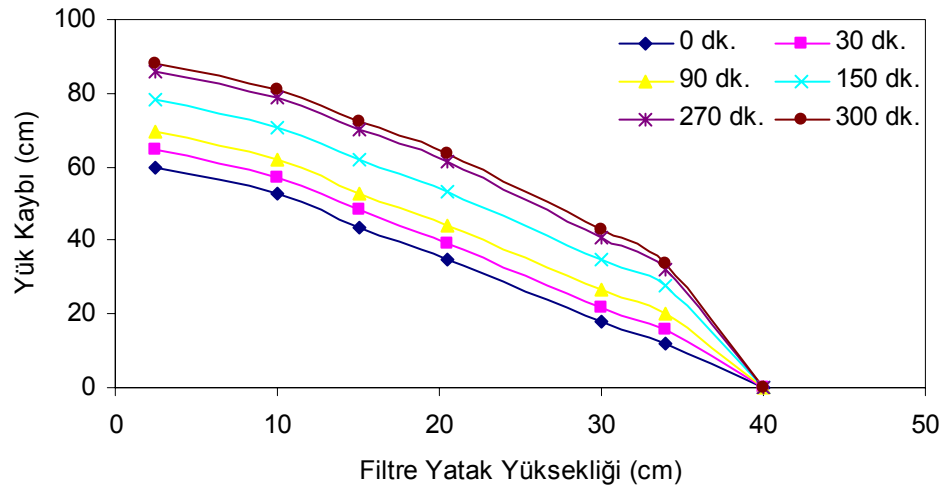
Şekil B2: 0.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



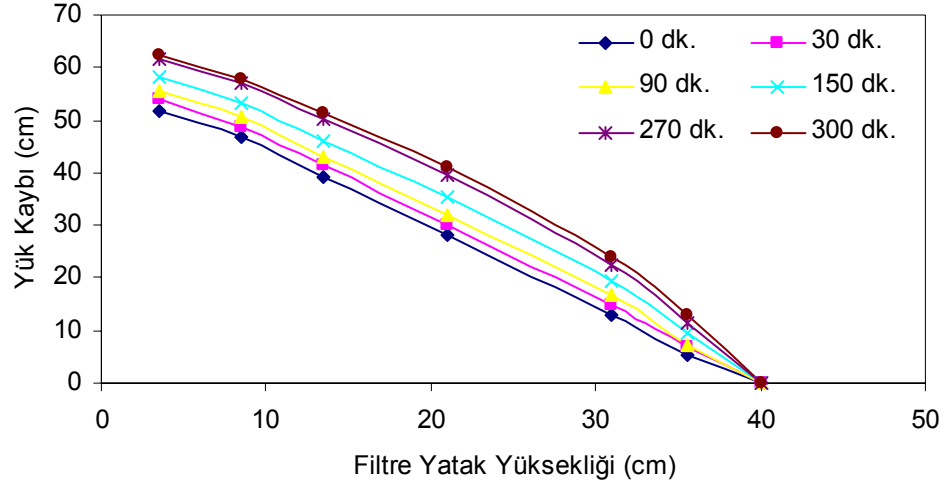
Şekil B3: 0.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



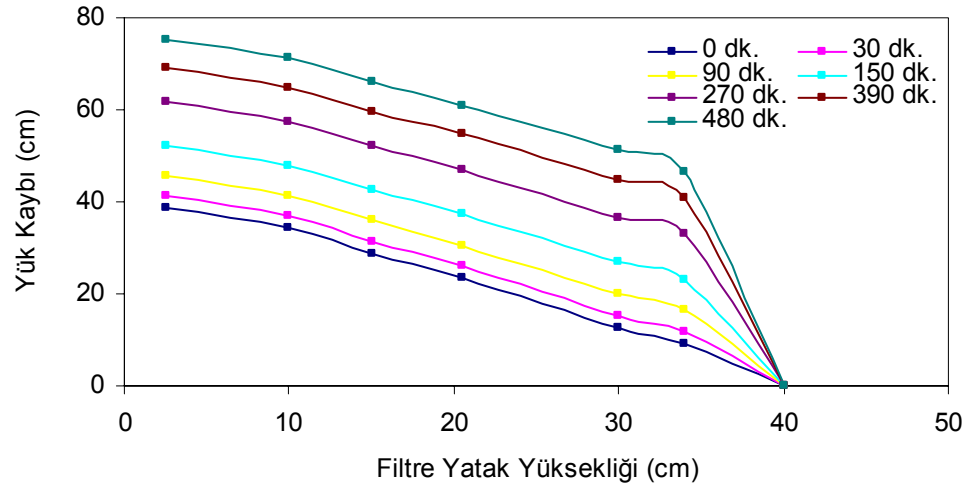
Şekil B4: 0.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



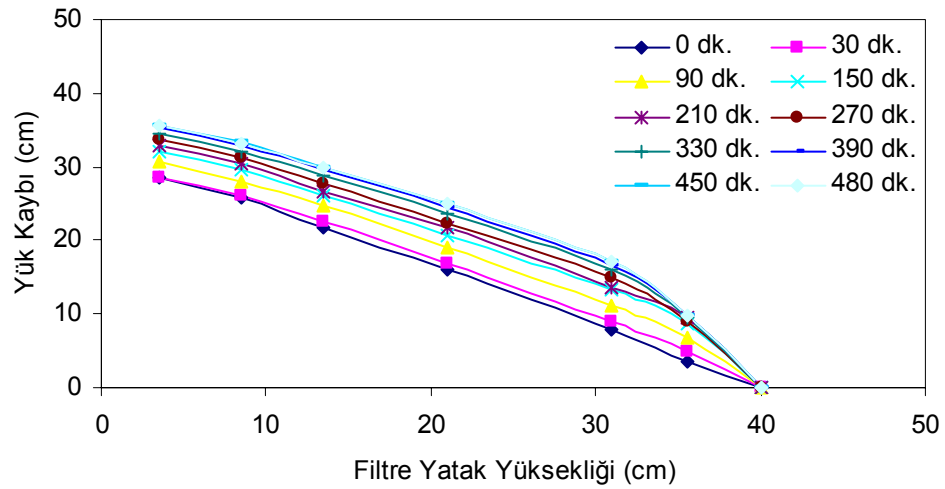
Şekil B5: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



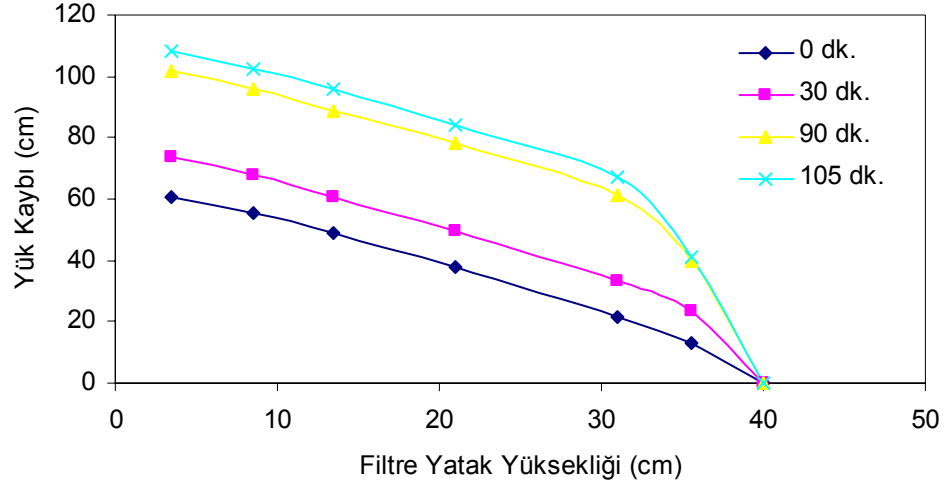
Şekil B6: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



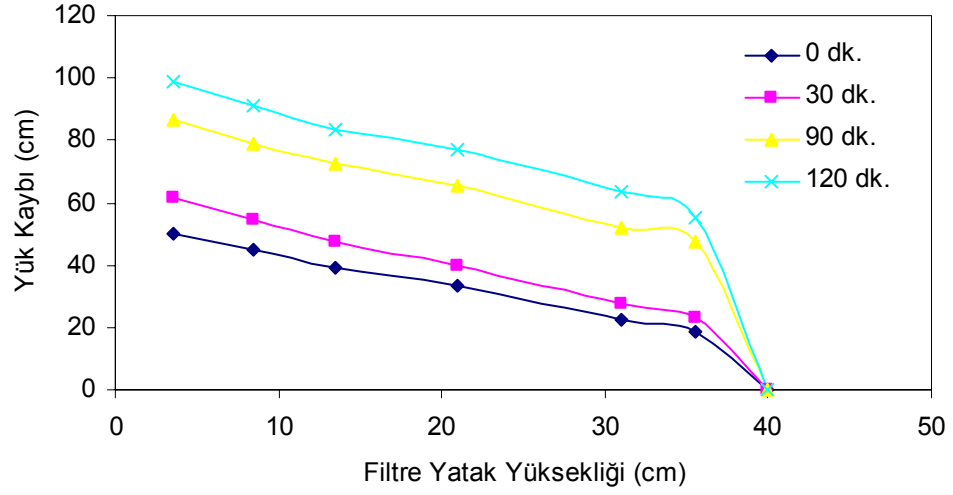
Şekil B7: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



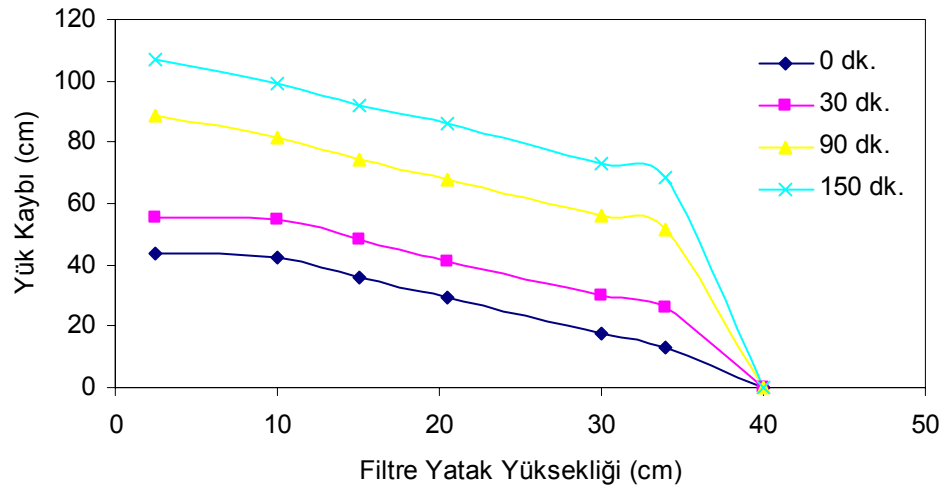
Şekil B8: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



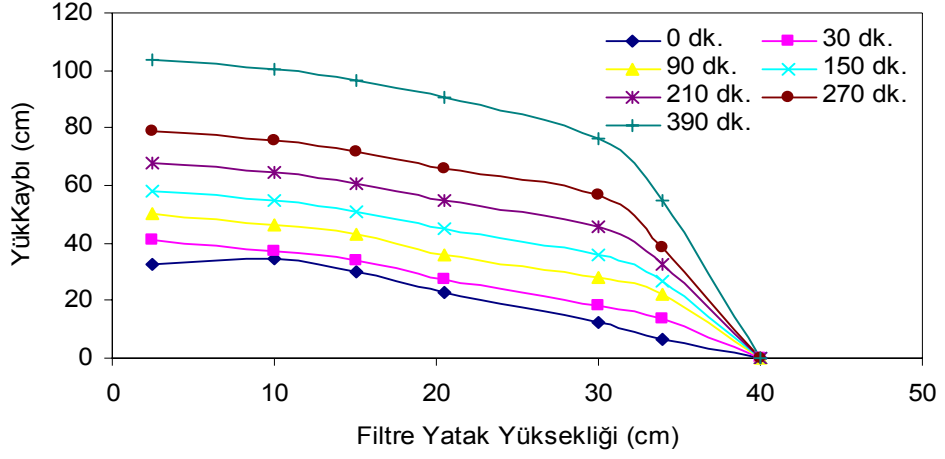
Şekil B9: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



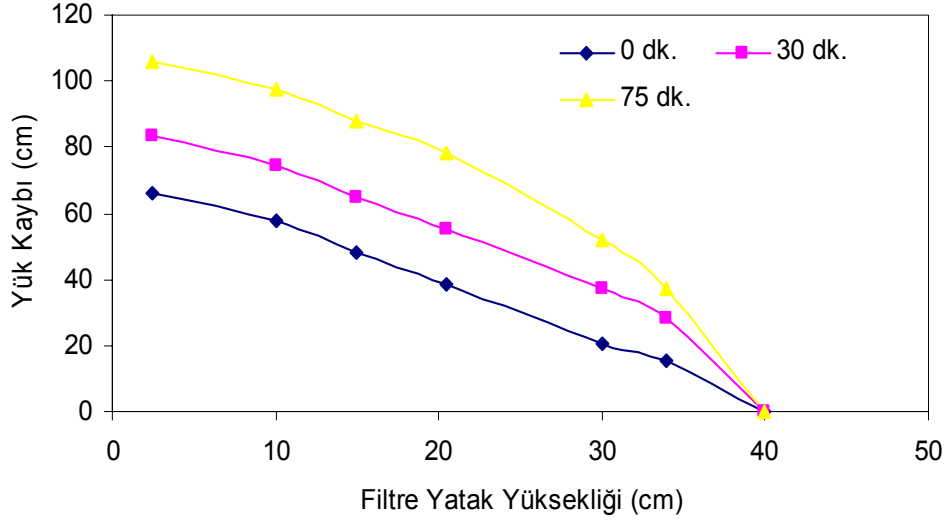
Şekil B10: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



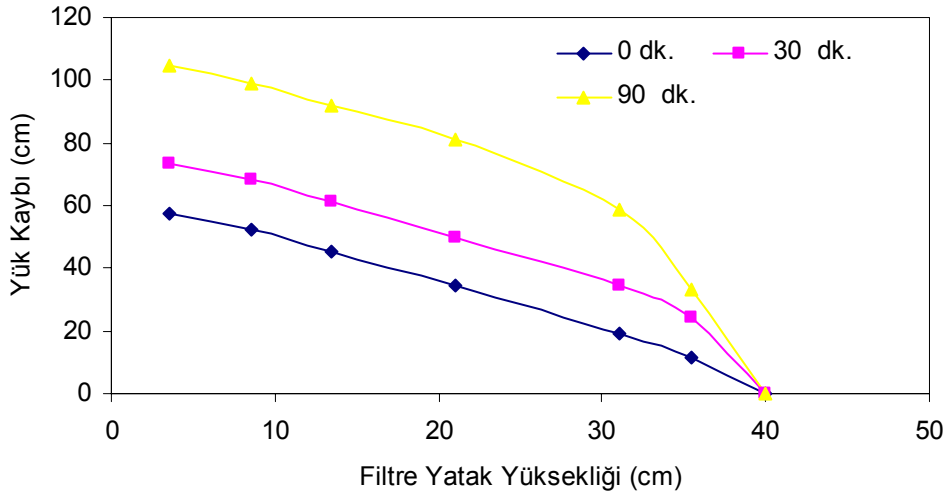
Şekil B11: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



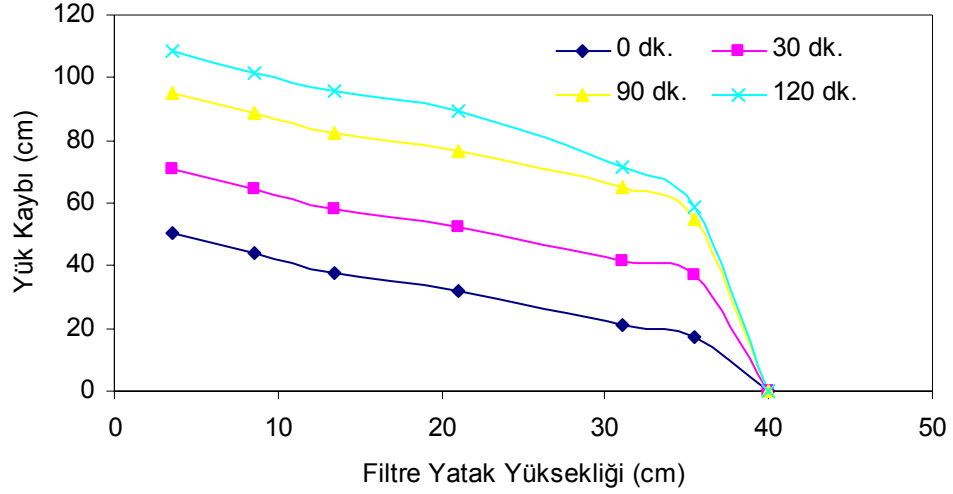
Şekil B12: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



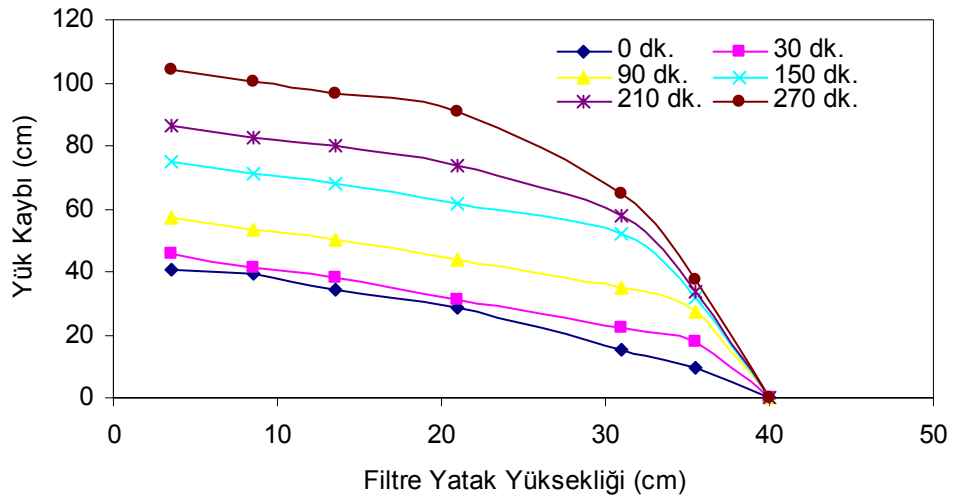
Şekil B13: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



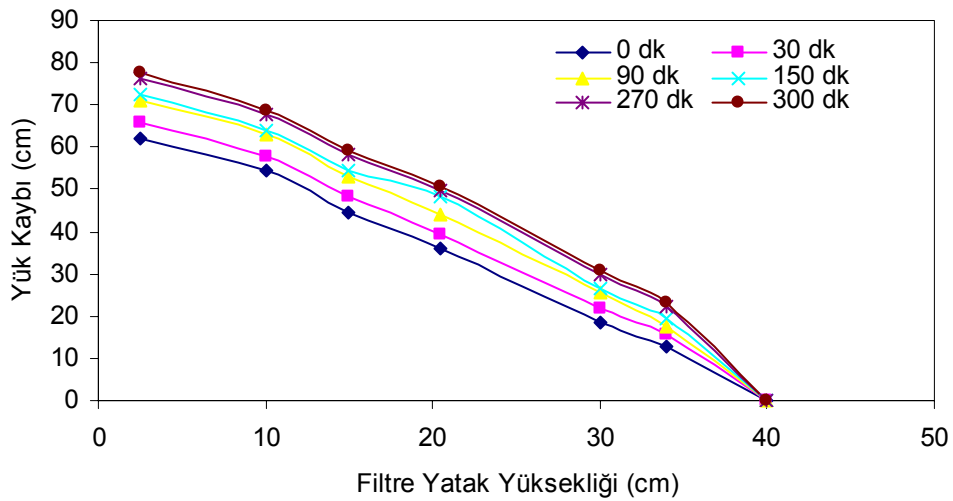
Şekil B14: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, deiyonize su)



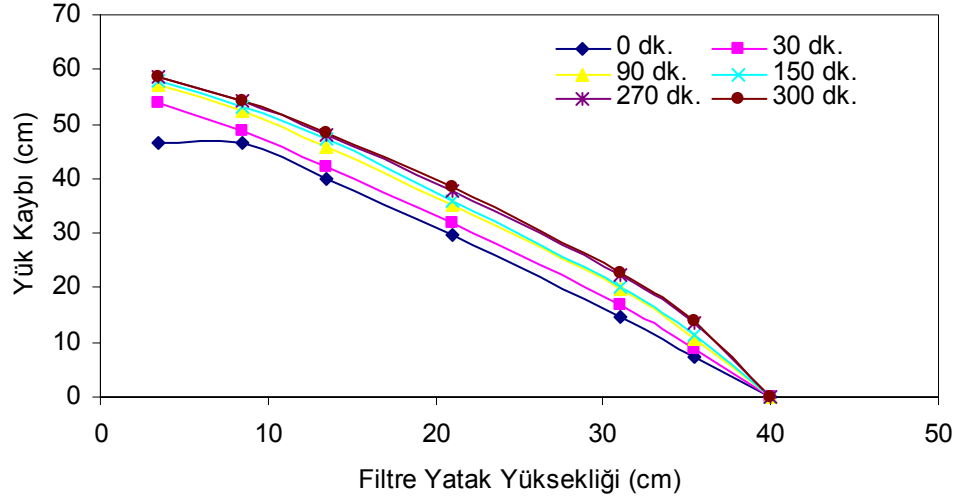
Şekil B15: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)



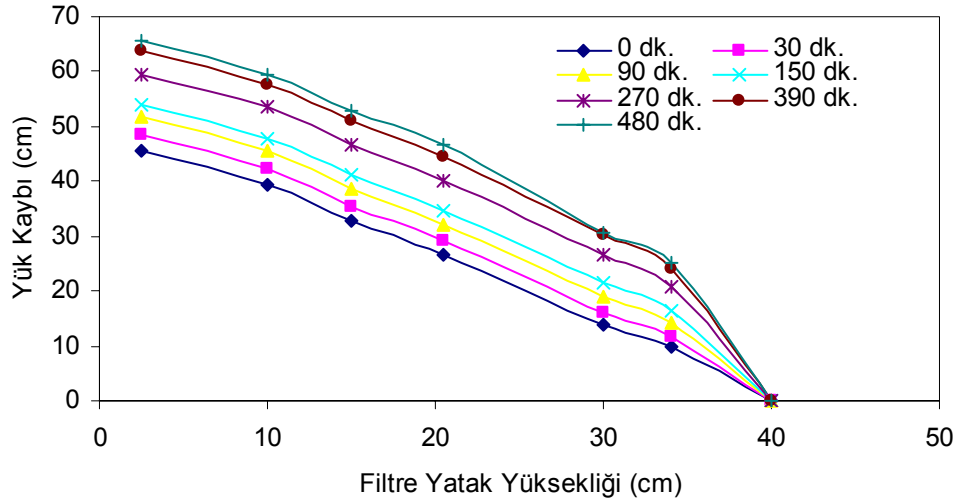
Şekil B16: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, deiyonize su)



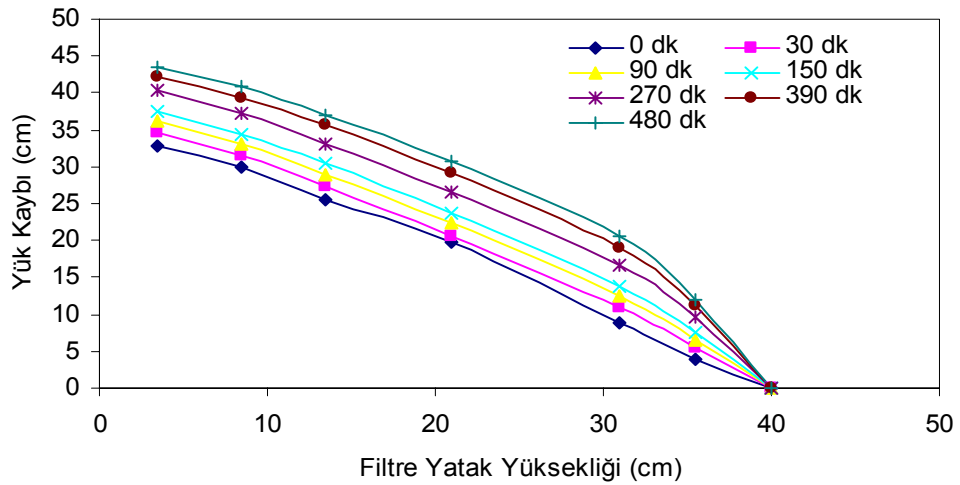
Şekil B17: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.36, musluk suyu)



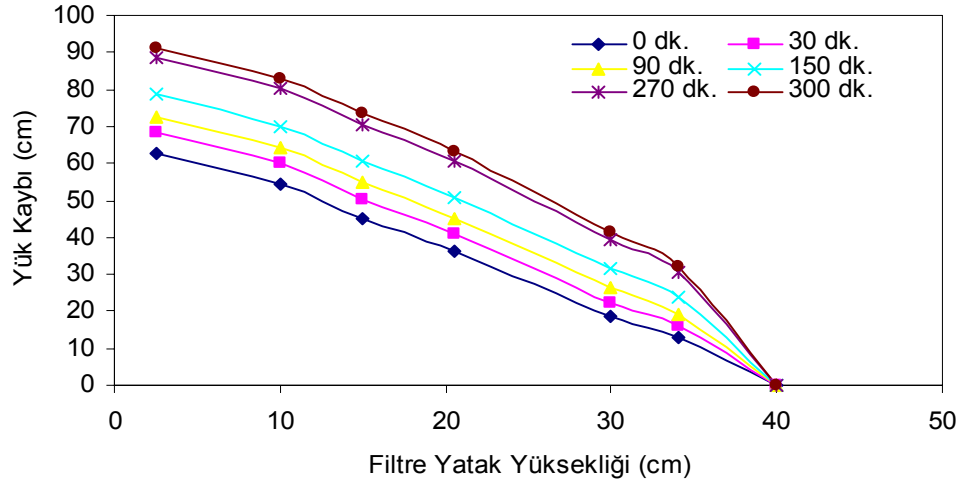
Şekil B18: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.36, musluk suyu)



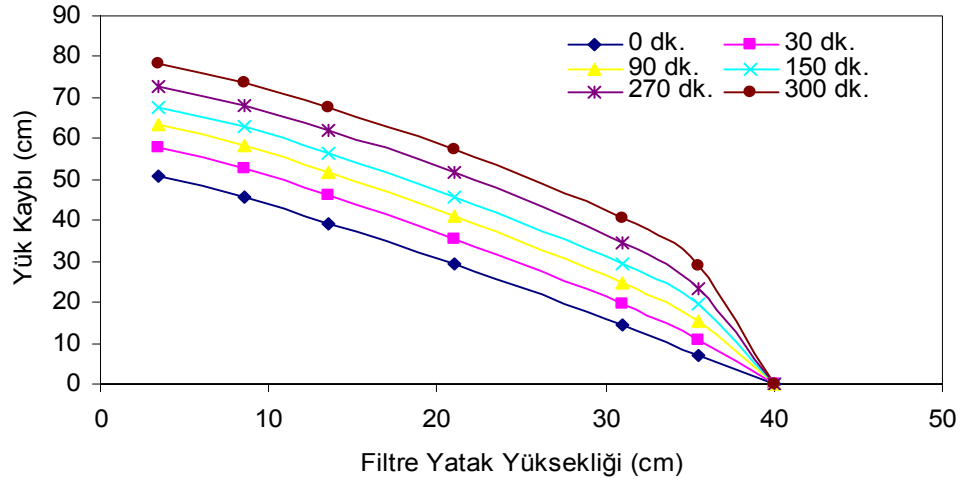
Şekil B19: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.36, musluk suyu)



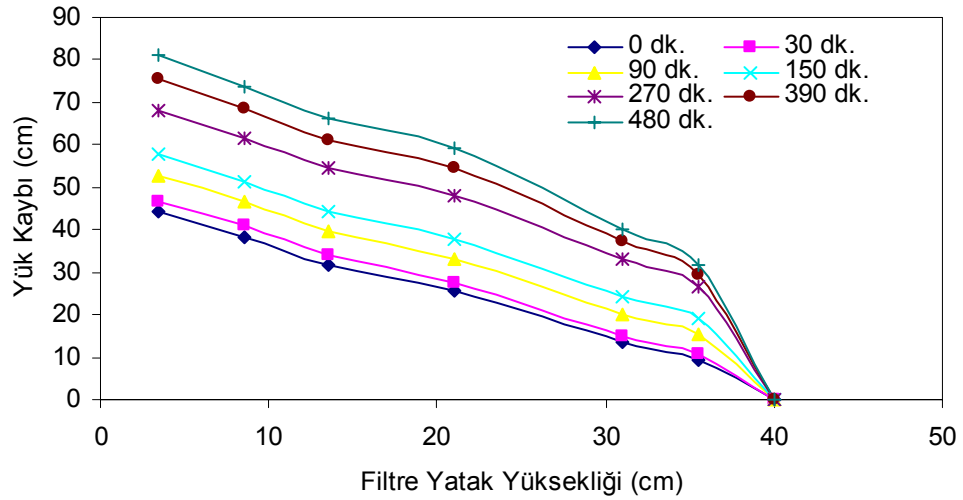
Şekil B20: 0,5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.36, musluk suyu)



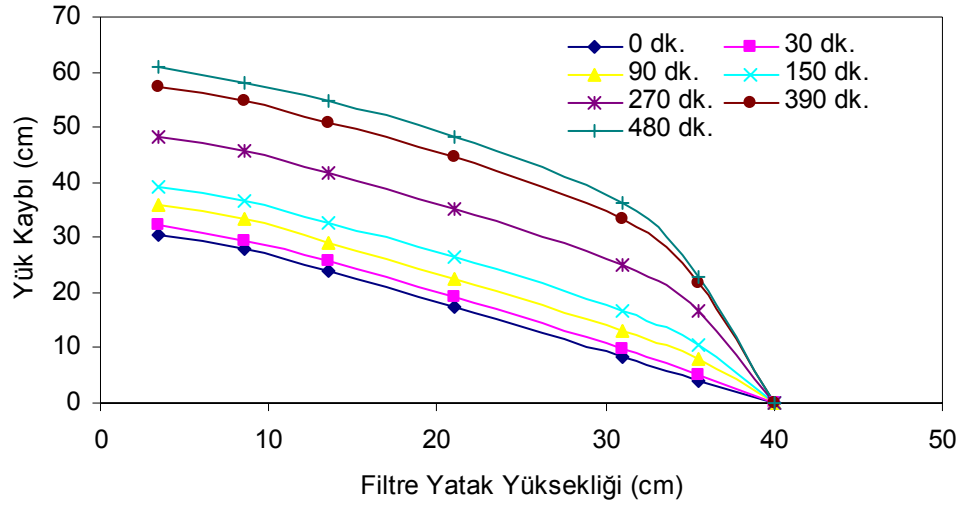
Şekil B21: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.36, musluk suyu)



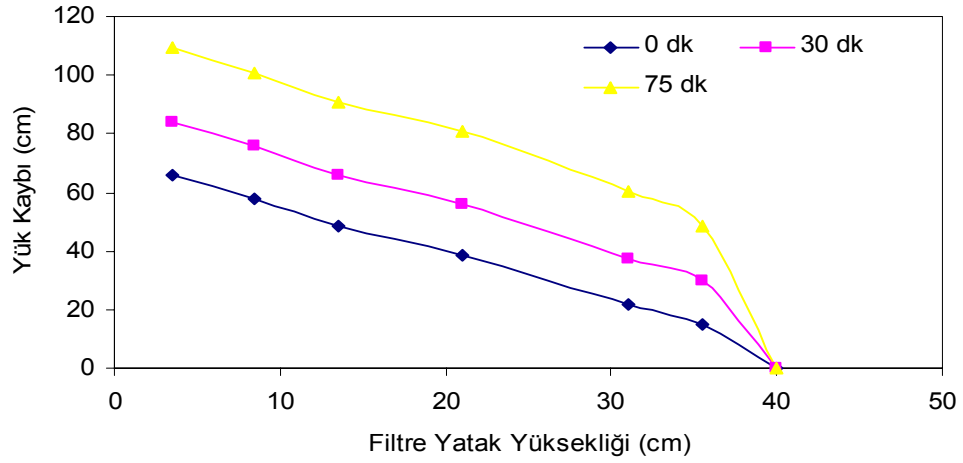
Şekil B22: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.36, musluk suyu)



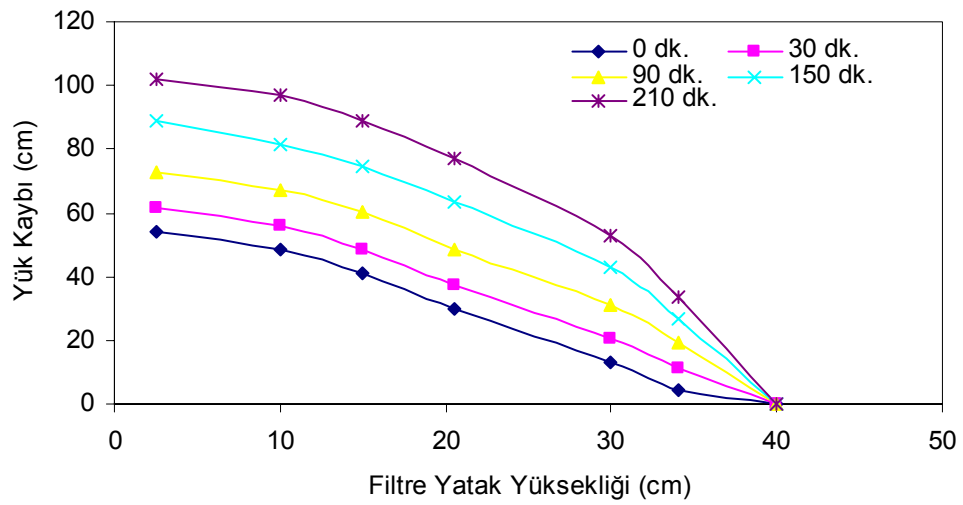
Şekil B23: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.36, musluk suyu)



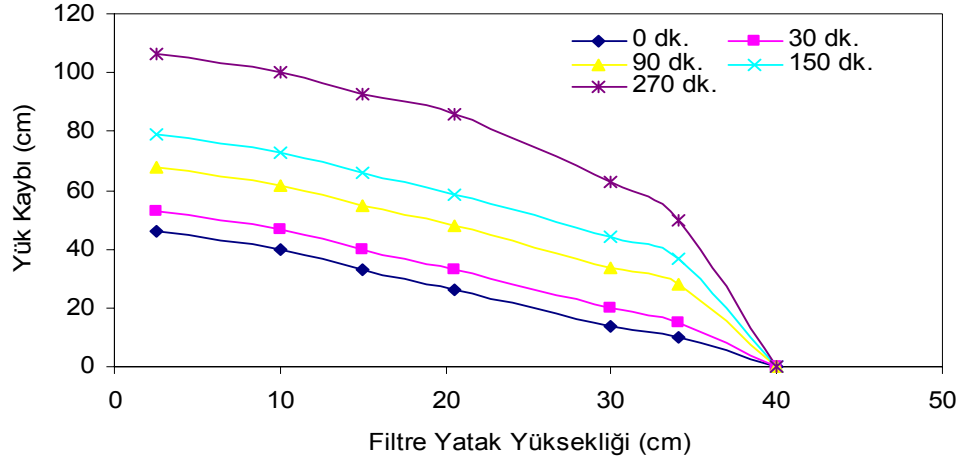
Şekil B24: 1.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



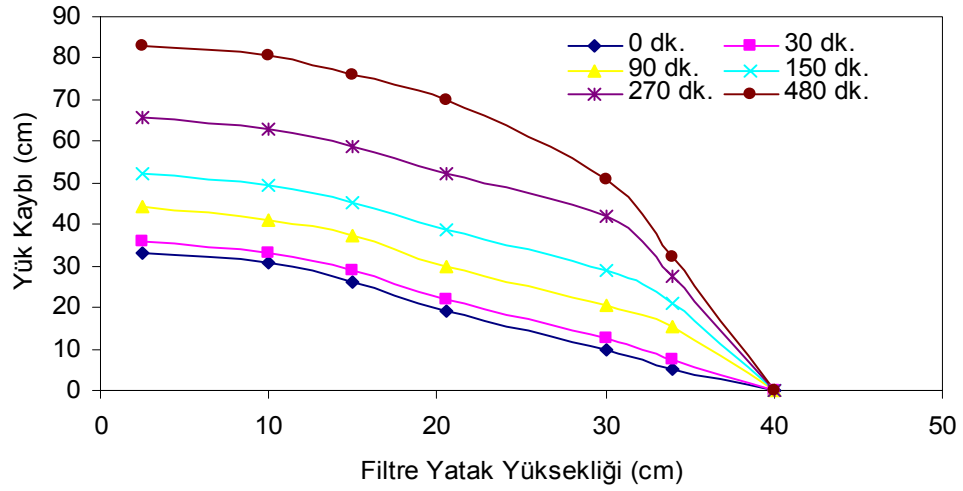
Şekil B25: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



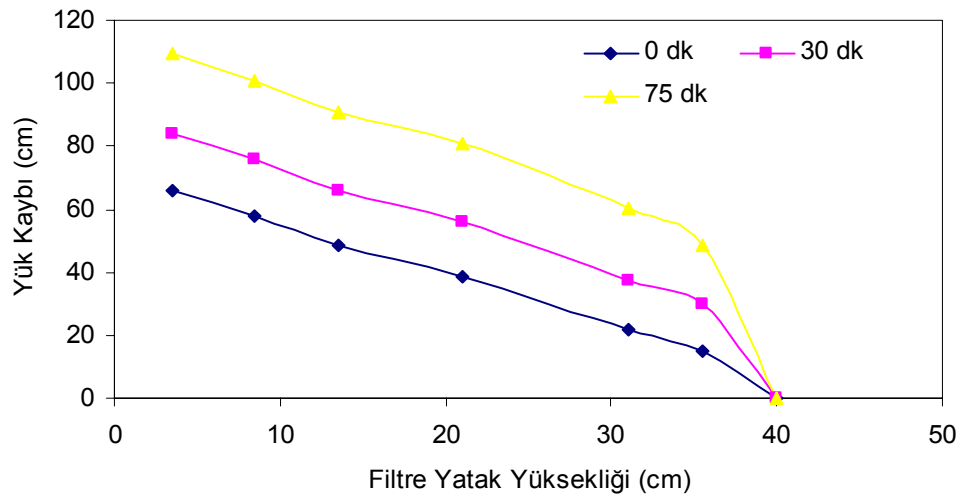
Şekil B26: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



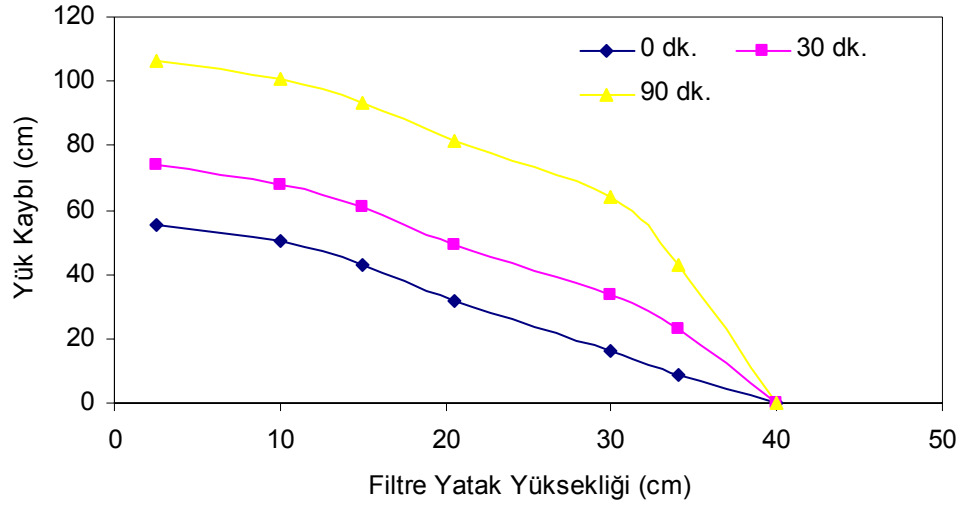
Şekil B27: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



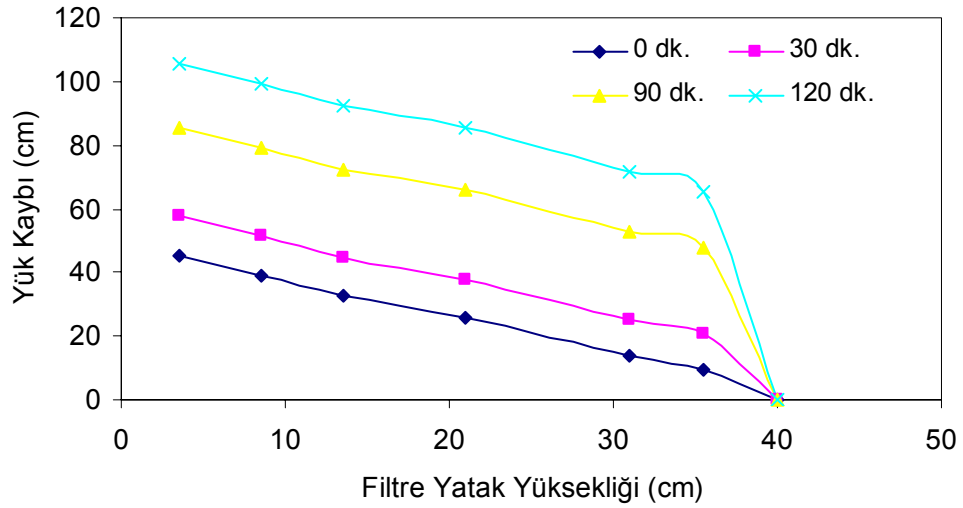
Şekil B28: 2.5 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



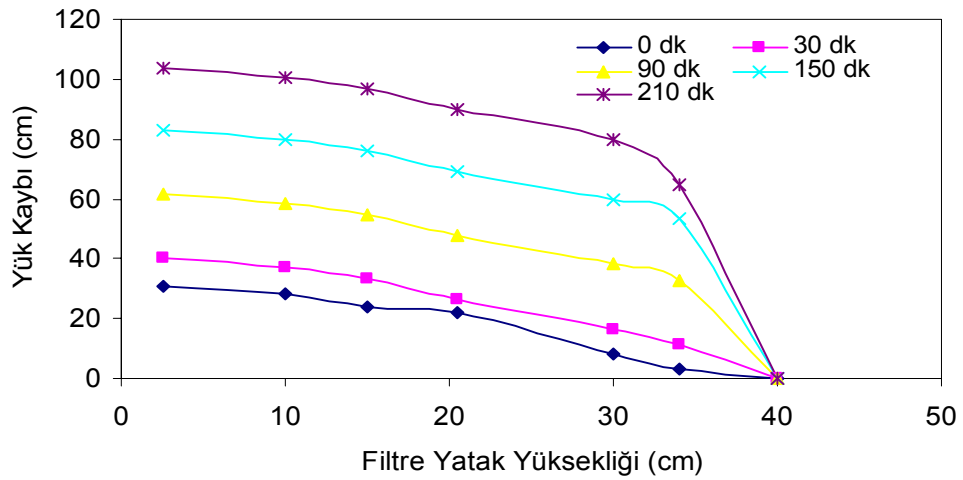
Şekil B29: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



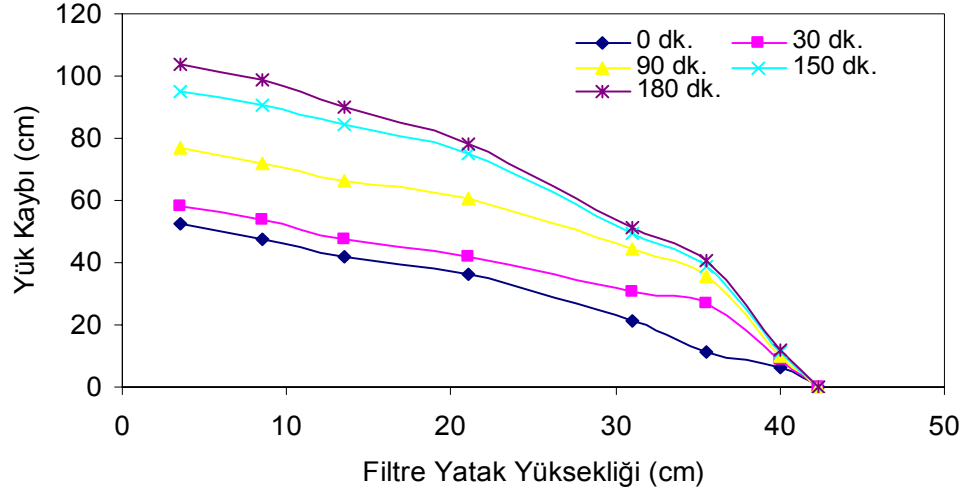
Şekil B30: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



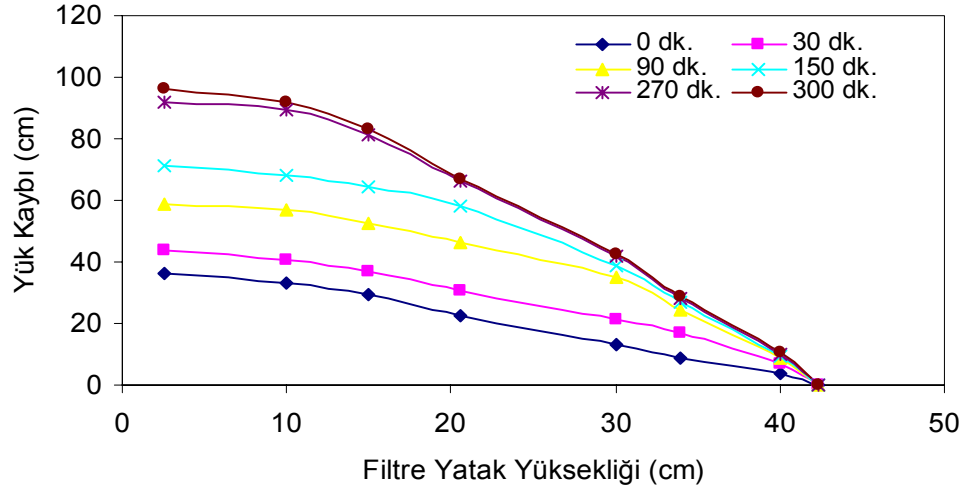
Şekil B31: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



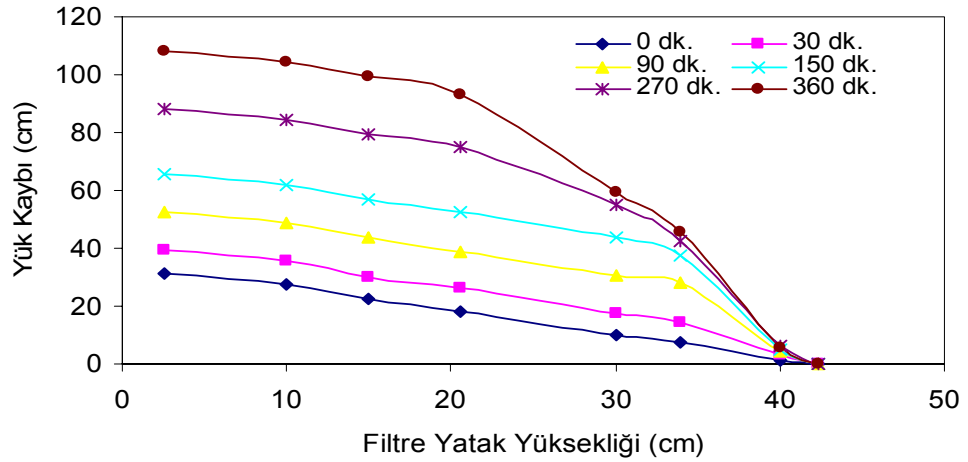
Şekil B32: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi ($\epsilon:0.36$, musluk suyu)



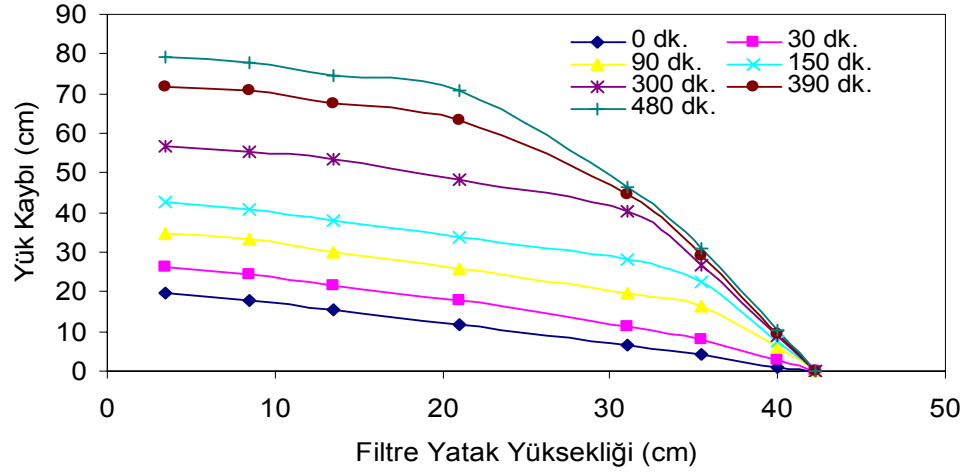
Şekil B33: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.40, deiyonize su)



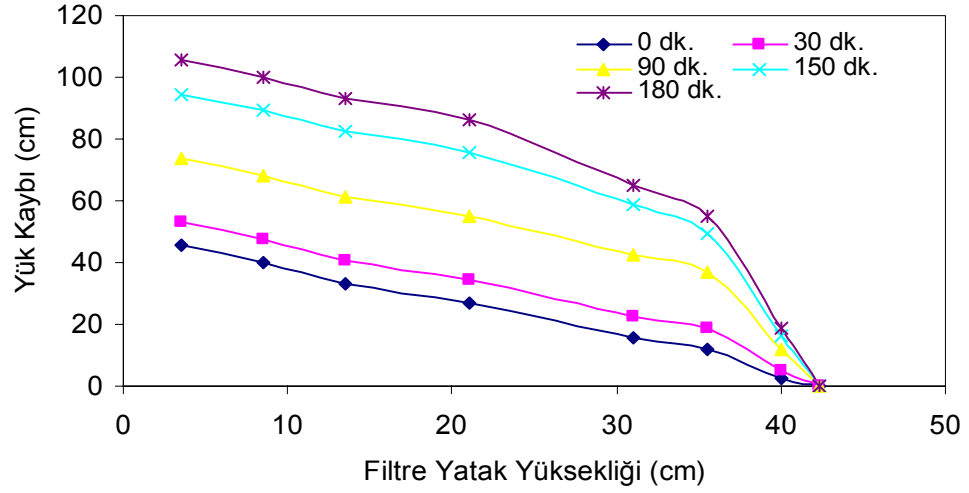
Şekil B34: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.40, deiyonize su)



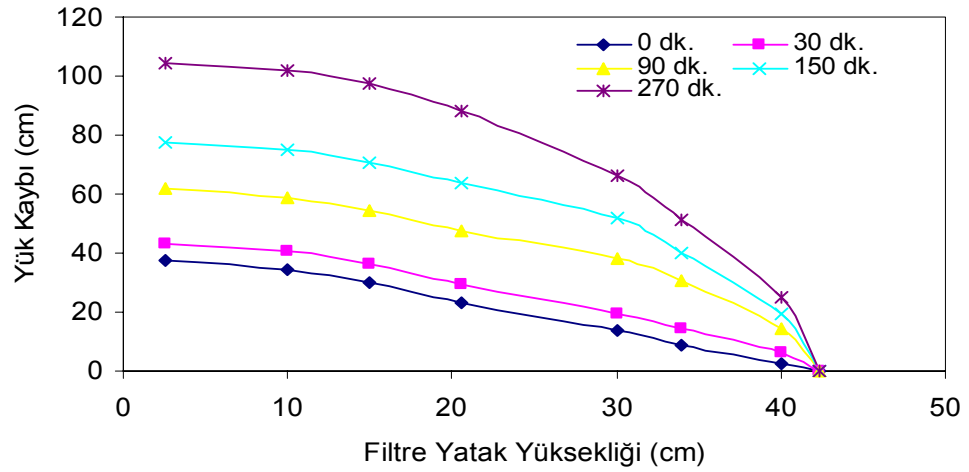
Şekil B35: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.40, deiyonize su)



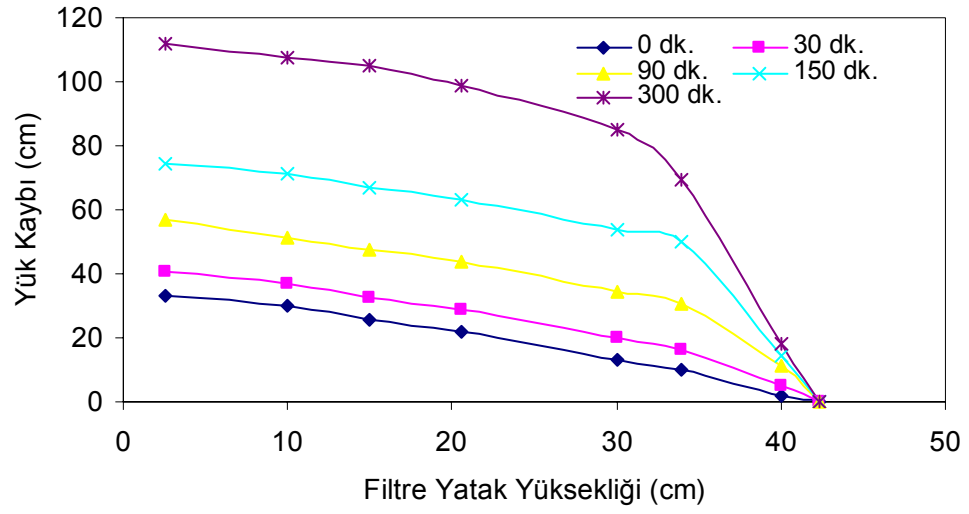
Şekil B36: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.40, deiyonize su)



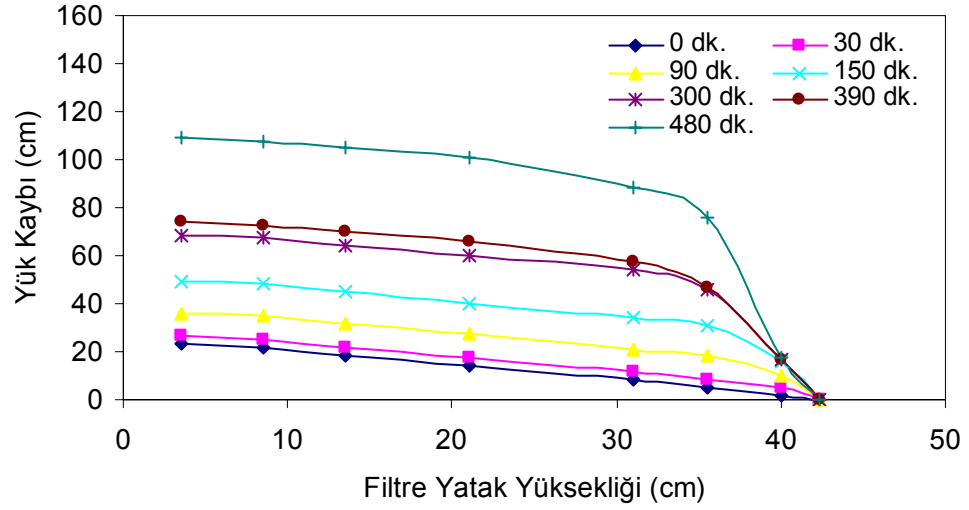
Şekil B37: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 11.20 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.40, musluk suyu)



Şekil B38: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 9.34 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ε:0.40, musluk suyu)



Şekil B39: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 7.47 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40,musluk suyu)



Şekil B40: 5.0 mg/L demir konsantrasyonu ve 5.6 m/saat filtre hızında filtre yatağı boyunca zamanla yük kaybının değişimi (ϵ :0.40,musluk suyu)

ÖZGEÇMİŞ

1974 yılında Palu'da doğdu. 1997 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi, İnşaat Fakültesi, Çevre Mühendisliği Bölümü'nde Lisans, 2001 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Programı'nda Yüksek Lisansını tamamladı. 2001 yılında İstanbul Teknik Üniversitesi, Fen Bilimleri Enstitüsü Çevre Mühendisliği Programı'nda Doktora eğitime başladı. BİMTAŞ A.Ş. personeli olarak İSKİ Su Kumanda Şube Müdürlüğünde Haziran, 1998-Haziran, 2002 tarihleri arasında Çevre Mühendisi olarak görev yaptı. Haziran, 2002-Mayıs, 2003 tarihleri arasında Zonguldak Karaelmas Üniversitesi Çevre Mühendisliği Bölümü'nde araştırma görevlisi ve Mayıs, 2003'den beri de İstanbul Teknik Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsünde YÖK'ün 35'inci maddesi gereğince araştırma görevlisi olarak görev yapmaktadır. Evli ve 1 çocuk babasıdır.