
GAZİ ÜNİVERSİTESİ
Gazi
1926

NÜKLEER SANTRALLERDE KULLANILAN BORULARIN EROZYON MODELLEMESİNİN FİZİKSEL DEKONTAMİNASYON AÇISINDAN ANALİZ EDİLMESİ

Yasin ÇETİN

DOKTORA TEZİ
ENERJİ SİSTEMLERİ MÜHENDİSLİĞİ ANA BİLİM DALI

GAZİ ÜNİVERSİTESİ
FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

MART 2023

ETİK BEYAN

Gazi Üniversitesi Fen Bilimleri Enstitüsü Tez Yazım Kurallarına uygun olarak hazırladığım bu tez çalışmasında;

- Tez içinde sunduğum verileri, bilgileri ve dokümanları akademik ve etik kurallar çerçevesinde elde ettiğimi,
- Tüm bilgi, belge, değerlendirme ve sonuçları bilimsel etik ve ahlak kurallarına uygun olarak sunduğumu,
- Tez çalışmasında yararlandığım eserlerin tümüne uygun atıfta bulunarak kaynak gösterdiğimi,
- Kullanılan verilerde herhangi bir değişiklik yapmadığımı,
- Bu tezde sunduğum çalışmanın özgün olduğunu,

bildirir, aksi bir durumda aleyhime doğabilecek tüm hak kayıplarını kabullendiğimi beyan ederim.

Yasin ÇETİN

29/03/2023

NÜKLEER SANTRALLERDE KULLANILAN BORULARIN EROZYON MODELLEMESİNİN FİZİKSEL DEKONTAMİNASYON AÇISINDAN ANALİZ EDİLMESİ

(Doktora Tezi)

Yasin ÇETİN

GAZİ ÜNİVERSİTESİ

FEN BİLİMLERİ ENSTİTÜSÜ

Mart 2023

ÖZET

Radyoaktif dekontaminasyon uygulamaları, nükleer santrallerin işletmesi sırasında ve söküldükten sonra oluşan radyoaktif olarak kontamine ekipmanın radyoaktivitesinin uygun yöntemlerle azaltılması sürecine dayanmaktadır. Ekipmanın yüzeylerindeki veya yüzeye yakın bölgelerdeki radyoaktif kirlilikler, fiziksel ve/veya kimyasal radyoaktif dekontaminasyon yöntemleriyle giderilmektedir. Bu çalışma, nükleer santrallerde kullanılan kontamine olmuş boruların fiziksel bir yöntem olarak aşınma ve erozyon mekanizması ile radyoaktif dekontaminasyonu için Hesaplamalı Akışkanlar Dinamiği (CFD) ile modellemeyi ele almaktadır. Erozyonun mikromekanik süreci birçok faktörden etkilenmektedir. Bu çoklu faktörlerden en kritik olanları, akışkan ve katı parçacık özellikleri, parçacık boyutu ve akışkan hızının erozyon üzerindeki etkileri incelenmiştir. Elde edilen tüm sonuçlar, maksimum erozyon oranı değerlerine göre belirli bir boru çapı ve boyutu için karşılaştırılmıştır. En yüksek erozyonun elde edildiği model akışkan olarak suyun kullanıldığı, akışkan hızının 40 m/s olduğu, katı parçacık olarak ise 3 mm'lik çelik parçacıkların yer aldığı modeldir. Bu modelde yapılan analiz ile maksimum erozyon oranı olarak $6{,}46 \times 10^{-6}$ kg m^{-2} s^{-1} (3,25 μm/saat) değerine ulaşılmıştır. Ekipmanın tamamında kontaminasyon genel olarak dağıldığı için bütün bir radyoaktif dekontaminasyon uygulamak için maksimum erozyon oranından ziyade ortalama bir erozyon değerine ihtiyaç duyulmaktadır. Ortalama erozyon değerini bulmak için dirsek borudan eşit aralıklarla ve tüm ekipmanı kapsayacak şekilde 48 farklı noktadan değerler alınmıştır. Bu ölçüm sonucunda da ortalama erozyon oranı olarak $5{,}97 \times 10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} (0,03 μm/saat) değeri ortaya çıkmıştır.

Bilim Kodu	:	92805
Anahtar Kelimeler	:	Kontaminasyon, dekontaminasyon, nükleer güç santrali, erozyon.
Sayfa Adedi	:	75
Danışman	:	Prof. Dr. Adem ACIR

ANALYSIS OF EROSION MODELLING OF PIPES USED IN NUCLEAR POWER PLANTS IN TERMS OF PHYSICAL DECONTAMINATION

(Ph. D. Thesis)

Yasin ÇETİN

GAZİ UNIVERSITY

GRADUATE SCHOOL OF NATURAL AND APPLIED SCIENCES

March 2023

ABSTRACT

Radioactive decontamination practices are based on the process of reducing the radioactivity of the contaminated equipment, which occurs during operation and after the dismantling of nuclear power plants, with appropriate methods. Radioactive contamination on or near surfaces of equipment are removed by physical and/or chemical radioactive decontamination methods. This study deals with the modeling with Computational Fluid Dynamics (CFD) for the radioactive decontamination of contaminated pipes used in nuclear power plants by the physical methods of abrasion and erosion mechanism. The micromechanical process of erosion is affected by many factors. Of these multiple factors, the most critical ones, fluid and solid particle properties, particle size and velocity effects on erosion are examined. All obtained results were compared for a particular pipe diameter and size according to maximum erosion rate values. The model which is the highest erosion achieved is the one in which water is used as the fluid, the fluid velocity is 40 m/s, and 3 mm steel particles are used as solid particles. With the analysis made in this system, the maximum erosion rate of $6{,}46 \times 10^{-6}$ kg m^{-2} s^{-1} (3,25 μm/hour) was reached. Since the contamination is generally dispersed throughout the equipment, an average erosion value rather than a maximum erosion rate is needed to apply a complete radioactive decontamination. In order to find the average erosion value, measurements were taken from 48 different points at equal intervals from the pipe and covering all equipment. As a result of these measurements, the average erosion rate was $5{,}97 \times 10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} (0,03 μm/hour).

Science Code : 92805
Key Words : Contamination, decontamination, nuclear power plant, erosion.
Page Number : 75
Supervisor : Prof. Dr. Adem ACIR

TEŞEKKÜR

Bu tez çalışmasının hazırlanma sürecinde bilgi ve tecrübelerinden yararlandığım danışman hocam Sayın Prof. Dr. Adem ACIR'a en içten duygularımla teşekkür ederim. Ayrıca doktora çalışmalarım boyunca Tez İzleme Komitesi üyeliğini yapan ve hiçbir konuda desteklerini esirgemeyen Sayın Prof. Dr. Mustafa İLBAŞ ve Sayın Prof. Dr. Eşref BAYSAL hocalarıma teşekkür ederim. Son olarak tüm hayatım boyunca maddi ve manevi destekleri ile yanımda olan sevgili eşim Merve ÇETİN'e ve aileme teşekkür ederim.

İÇİNDEKİLER

Sayfa

ÖZET iv

ABSTRACT v

TEŞEKKÜR vi

İÇİNDEKİLER vii

ÇİZELGELERİN LİSTESİ ix

ŞEKİLLERİN LİSTESİ x

RESİMLERİN LİSTESİ xii

SİMGELER VE KISALTMALAR xiii

1. GİRİŞ 1

2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI 5

2.1. Kontaminasyon 5

2.2. Radyoaktif Dekontaminasyon Uygulamaları 7

2.2.1. Kimyasal radyoaktif dekontaminasyon 8

2.2.2. Fiziksel radyoaktif dekontaminasyon 15

2.2.3. Radyoaktif dekontaminasyon aşamaları 17

2.3. Katı Parçacık Eklentili Korozyon 25

2.4. Problem Tanımı 30

3. MATERYAL VE METOD 35

3.1. CFD Modelleme 35

3.1.1. Erozyon modeli 38

3.1.2. Sınır koşulları 40

3.2. Model Geometrisi ve Ağ Yapısı 42

3.3. Akışın Modellenmesi 44

Sayfa

4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA 51

5. SONUÇ VE ÖNERİLER 69

KAYNAKLAR 71

ÖZGEÇMİŞ 75

ÇİZELGELERİN LİSTESİ

Çizelge **Sayfa**

Çizelge 2.1. Kimyasal radyoaktif dekontaminasyonda kullanılan kimyasallar 9

Çizelge 3.1. Akışkan, aşındırıcı parçacık ve boru malzemesinin fiziksel özellikleri 42

Çizelge 3.2. Ağ oluşturma işleminin detayları 44

Çizelge 3.3. Erozyon analizi için kullanılan parametreler 45

Çizelge 4.1. Bazı mineral ve kayaçların CERCHAR aşınma indeks değerleri 61

Çizelge 4.2. 3 mm çelik kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için 48 farklı noktadan alınan değerler 63

Çizelge 4.3. 3 mm ahşap parçacık kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için 48 farklı noktadan alınan değerler 64

Çizelge 4.4. 3 mm çelik kullanılarak 40 m/s hava akış hızı olan model için 48 farklı noktadan alınan değerler 66

ŞEKİLLERİN LİSTESİ

Şekil **Sayfa**

Şekil 2.1. Farklı yüzeyler üzerinde radyoaktif dekontaminasyon..... 5

Şekil 2.2. Kontaminasyonun malzeme yüzeyinde yer aldığı katmanlar..... 7

Şekil 2.3. Elektrolitik bir hücrenin şematik gösterimi 14

Şekil 2.4. Elektrolitik temizlemenin şematik gösterimi..... 14

Şekil 2.5. Aşındırıcının yüzey üzerindeki etkisi 16

Şekil 2.6. PWR'larda radyasyon kaynakları..... 17

Şekil 2.7. Basınçlı su reaktörü 18

Şekil 2.8. Kaynar su reaktörü..... 21

Şekil 2.9. Basınçlı ağır su reaktörü (CANDU) 22

Şekil 2.10. Birincil ve ikincil devrede kullanılan malzemeler..... 31

Şekil 3.1. Analiz gerçekleştirilen dirsek borunun boyutları 42

Şekil 3.2. Yuvarlak dirsek boru için üç boyutlu modelleme..... 43

Şekil 3.3. ANSYS'te geometri ve ağ oluşturma 44

Şekil 3.4. Dirsek boru üzerinde değer alınan noktaların gösterimi..... 47

Şekil 3.5. ANSYS Fluent programında değer alma yöntemi gösterimi..... 48

Şekil 3.6. 3 farklı uygulama için değer alınan noktalar a) 3 mm ahşap katı parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip olan model, b) 3 mm çelik katı parçacık eklentili ve 40 m/s hava akış hızına sahip olan model, c) 3 mm çelik katı parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip olan model 49

Şekil 4.1. Dirsek borudaki basınç konturları 53

Şekil 4.2. Dirsek borudaki sıcaklık konturları 54

Şekil 4.3. Dirsek borudaki hız konturları..... 55

Şekil 4.4. Maksimum erozyon oranlarının 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s akış hızında farklı akışkan tipi durumundaki değişimi 55

Şekil 4.5. Maksimum erozyon oranlarının 3 mm parçacık eklentili 40 m/s su akış hızında farklı parçacık tipi durumundaki değişimi 56

Şekil **Sayfa**

Şekil 4.6. Maksimum erozyon oranlarının çelik parçacık eklentili 40 m/s su akış hızında farklı parçacık boyutu durumundaki değişimi 56

Şekil 4.7. Maksimum erozyon oranlarının 3 mm çelik parçacık eklentili su akışta farklı akış hızı durumundaki değişimi 56

Şekil 4.8. Karşılaştırmalı maksimum erozyon oranları farklı tipte akışkan olarak sırasıyla su, metan ve hava kullanılması durumu 57

Şekil 4.9. Maksimum erozyon oranları; 40 m/s akış hızında farklı tipte aşındırıcı parçacık olarak sırasıyla 3 mm'lik a) ahşap, b) seramik ve c) çelik kullanılması durumu 58

Şekil 4.10. Maksimum erozyon oranları; çelik parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip a) 1, b) 2 ve c) 3 mm parçacık boyutları kullanılması durumu 58

Şekil 4.11. Maksimum erozyon oranları; 3 mm çelik parçacık eklentili ve su akışkan olarak sırasıyla a) 10, b) 25 ve c) 40 m/s akış hızı kullanılması durumu 58

Şekil 4.12. Maksimum erozyon oranı üzerinde farklı parametrelerin etkisi..... 59

Şekil 4.13. 3 mm çelik parçacık kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için örnekleme ile seçilen noktalardan alınan değerler..... 62

Şekil 4.14. 3 mm ahşap parçacık kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için örnekleme ile seçilen noktalardan alınan değerler..... 64

Şekil 4.15. 3 mm çelik parçacık kullanılarak 40 m/s hava akış hızı olan model için örnekleme ile seçilen noktalardan alınan değerler..... 65

Şekil 4.16. Ortalama erozyon oranı değerlerinin model 1) 3 mm ahşap parçacık eklentili 40 m/s su akış, model 2) 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s hava akış, model 3) 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s su akış modeller için karşılaştırması..... 67

RESİMLERİN LİSTESİ

Resim **Sayfa**

Resim 2.1. MEDOC prosesi çalışma alanı..... 11

Resim 2.2. Fosforik asit banyosunda elektrokimyasal radyoaktif dekontaminasyon..... 15

Resim 2.3. Birincil devre ana soğutma boru hattı..... 32

Resim 2.4. Buhar üreteci tüpleri yerleştirme işlemi 33

SİMGELER VE KISALTMALAR

Bu çalışmada kullanılmış simgeler ve kısaltmalar açıklamaları ile birlikte aşağıda sunulmuştur.

Simgeler	Açıklamalar
A_{face}	Yüzey alanı
Bq	Becquerel
C	Kesen parçacık kesri
C(dp)	Parçacık fonksiyonu
cm	Santimetre
ºC	Santigrat derece
F_s	Kum keskinliği düzeltme faktörü
F_p	Duvar malzemesi penetrasyon faktörü
f (α)	Çarpma açısının bir fonksiyonu
g	Gram
G_k	Hız gradyanlarından türbülans kinetik enerji üretimi
G_b	Kaldırma kuvveti kaynaklı türbülans kinetik enerji üretimi
HB	Brinell sertlik değeri
I	Parçacık atalet momenti
k−ε	Türbülans denklem modeli
k-ω	Türbülans denklem modeli
M	Aşınan parçacık kütlesi
m	Metre
mm	Milimetre
mSv	MiliSievert
P	Akış geriliminin yatay bileşeni
Pa	Pascal
pH	Potansiyel hidrojen
ppm	Milyonda bir parça
r	Ortalama parçacık yarıçapı
s	Saniye

Simgeler	Açıklamalar
Sv	Sievert
U	Parçacık çarpma hızı
V	Yüzeyden kopan hacim
X_0	Kesme sonrası parçacık yatay hızı
Y_M	Sıkıştırılabilir türbülansda dalgalanan dilatasyon değeri,
α	Parçacık çarpma açısı
υp	Bağıl parçacık hızı
σ_ε	Türbülans Prandtl sayısı
μm	Mikrometre

Kısaltmalar	Açıklamalar
ABD	Amerika Birleşik Devletleri
AEC	Atom Enerjisi Komisyonu
AECL	Atom Enerjisi Kanada Limited Şti
AISI	Amerika Demir ve Çelik Endüstrisi
AP	Alkali Permanganat
APR	Gelişmiş Basınçlı Su Reaktörü
BWR	Kaynar Su Reaktörü
CAI	Aşınma İndeksi
CANDECON	Kanada Radyoaktif dekontaminasyonu
CANDEREM	Kanada Radyoaktif dekontaminasyonu ve İyileştirme
CANDU	Kanada Döteryum-Uranyum Reaktörü
CERCHAR	Fransa Kömür Madenleri Araştırma Merkezi
CFD	Hesaplamalı Akışkanlar Dinamiği
CITROX	Sitrik ve Oksalik Asit
CND	İşbirliği Ağı
CNSC	Kanada Nükleer Güvenlik Komisyonu
CONAP	Westinghouse radyoaktif dekontaminasyon yöntemi
CORD	Kimyasal Oksitlenme-İndirgenme dekontaminasyonu
CP	Korozyon Ürünleri

Kısaltmalar	Açıklamalar
DF	Radyoaktif dekontaminasyon Faktörü
EC	Avrupa Komisyonu
ECCS	Acil Kor Soğutma Sistemi
EDTA	Etilendiamin tetraasetik asit
EMMAC	EDF tarafından geliştirilen dekontaminasyon yöntemi
EPRI	Elektrik Gücü Araştırma Enstitüsü
FANC	Federal Nükleer Kontrol Ajansı
FP	Fizyon Ürünleri
HEPA	Yüksek Verimli Partikül Hava
HOP	Hidrazin/Oksalik Asit/Potasyum Permanganat
IAEA	Uluslarası Atom Enerjisi Ajansı
JAEA	Japonya Atom Enerjisi Ajansı
JAERI	Japonya Atom Enerjisi Araştırma Enstitüsü
Kontaminasyon	Radyoaktif Kontaminasyon
LOMI	Düşük Oksidasyonlu Metal İyon
LWR	Hafif Su Reaktörü
MDM	Hareketli ve Deformasyonlu Ağ
MEDOC	Seryum Oksitlenmesi ile Metal dekontaminasyonu
NGS	Nükleer Güç Santrali
NPOX	Nitrik Asit/Potasyum Permanganat/Oksalik Asit
NRC	Nükleer Düzenleme Komisyonu
ODP	Ozon Radyoaktif dekontaminasyon Prosesi
PWHR	Basınçlı Ağır Su Reaktörü
PWR	Basınçlı Su Reaktörü
REDOX	İndirgenme-Oksitlenme Reaksiyonları
SC	Sülfürik Asit Seryum
SGHWR	Buhar Üretimli Ağır Su Reaktörü
SIMCON	Simule Kontaminasyon
SODP	Güçlü Ozon Radyoaktif dekontaminasyon Prosesi
TAEK	Türkiye Atom Enerjisi Kurumu
TURCO	Turco Şirketi dekontaminasyon yöntemi özel ismi

Kısaltmalar	Açıklamalar
UAEA	Uluslarası Atom Enerjisi Ajansı
UV	Ultra-Viyole
VVER	Vodo-Vodyanoi Energetichesky Reaktör
WINCO	Westinghouse Idaho Nükleer Şirketi

1. GİRİŞ

Nükleer santrallerde reaktörde gerçekleşen reaksiyonlardan dolayı santralde kullanılan ekipman yüzeylerinde radyoaktif olarak bir kirlenme, kontaminasyon, meydana gelmektedir. Radyoaktif dekontaminasyon işlemi ise tanım olarak bu radyoaktif kirlenmenin yıkama, ısıtma, kimyasal-elektrokimyasal, mekanik temizleme ve diğer metotlar ile ekipman yüzeylerinden veya yüzeye yakın bölgelerinden uzaklaştırılması, temizlenmesi işlemidir. Radyoaktif dekontaminasyon işleminde temel amaç, radyasyon dozunu azaltmak, ekipmanların yeniden kullanılmasını sağlamak, meydana gelecek ikincil atık miktarını azaltmak ve sahayı veya tesisi eski haline getirmek olarak düşünülebilir.

Radyoaktif dekontaminasyon işlemi nükleer santrallerin çalışma süreleri göz önüne alındığında farklı aşamalarda uygulanabilmektedir. Örneğin işletme sırasındaki bir nükleer santralde gerçekleştirilecek radyoaktif dekontaminasyon işleminin en büyük amacı santralde gerçekleştirilecek bakım, onarım faaliyetleri için çalışacak personelin maruz kalacağı doz oranını düşürmek olarak düşünülebilir. Aynı zamanda nükleer santraller çalışma süreleri bittiğinde söküm işlemine tabi olmaktadırlar. Sökülme sırasında yüksek oranda radyoaktiviteye maruz kalan ekipmanlardan basınç kabı, buhar üreteçleri, basınçlandırıcı, acil durum kor soğutma sistemi tankları veya birincil çevrim boruları gibi ekipmanların mutlaka dekontamine edilmesi ve ülkelerce belirlenen serbestleştirme limitlerinin altından yer alacak şekilde doz oranları ile bertaraf edilmeleri veya çevreye salınması gerekmektedir. Bu tür ekipmanlar metalürjik özellikleri sebebi ile hem pahalı hem de boyutları itibariyle radyoaktif atık olarak bertaraf edilmesi zor olan ekipmanlardır. Bu sebeple, bu tez çalışması kapsamında birincil çevrimde yer alan boruların radyoaktif dekontaminasyonu üzerinde çalışılmış ve bu boruların uygun yöntemler ile radyoaktif dekontaminasyonu ile hem boruların radyoaktif kirlilikten arındırılması hem de tekrardan kullanılmasının sağlanması amaçlanmıştır.

Radyoaktif dekontaminasyonun etkinliği, literatürde yaygın olarak yer alan Radyoaktif dekontaminasyon faktörü (DF) adı verilen formülle hesaplanmaktadır [1]. Buradaki amaç ekipman veya malzemedeki aktivitenin ne kadar düşürüldüğünün belirlenmesidir. Formül kısaca ekipmanın başlangıçta sahip olduğu aktivitenin radyoaktif dekontaminasyon sonrası kalan aktiviteye bölünmesi ile bulunmaktadır. Örneğin %50'lik bir azalma sağlanan radyoaktif dekontaminasyon işleminde DF değeri 2 olarak hesaplanmaktadır. 100 DF

değerine sahip bir radyoaktif dekontaminasyon işleminde ise %99'luk bir aktivite azalmasından söz edilmektedir.

Radyoaktif dekontaminasyon işleminin bir diğer önemli avantajı ise ikincil atık boyutlarını ve miktarlarını önemli oranda azaltmasıdır. Örneğin kontamine olmuş bir birincil çevrim borusunun boyutları itibariyle atık olarak bertarafı çok zor bir işlem olmakla birlikte uygun yöntemlerle radyoaktif dekontaminasyonu sonucu kullanılacak yöntemlere göre değişmekle birlikte çok az miktarlarda ikincil atık oluşmasını sağlamakta ve bertaraf işlemini de kolaylaştırmaktadır.

Literatürde kullanılan birçok radyoaktif dekontaminasyon yöntemi bulunmakta ve bu yöntemler genellikle nükleer santrallerin işletilmesinden sorumlu lisans sahiplerinin, özel şirketlerin veya düzenleyici Kurumların patentli prosesleri olarak yer almaktadır. Bu yöntemler kendi aralarında fiziksel veya kimyasal olarak gruplandırılmıştır. Bazı uygulamalarda hem fiziksel hem de kimyasal yöntemler beraber de kullanılabilmektedir. Ayrıca kullanılan yöntemler ekipman tipine, boyutlarına veya fiziksel özelliklerine göre değişiklik göstermektedir. Örneğin beton yapıların radyoaktif dekontaminasyonunda sadece fiziksel yöntemler kullanılabilmekte veya işletme sırasında radyoaktif dekontaminasyon uygulanması sırasında ise genellikle ekipmana tahribat vermemek adına kimyasal yöntemler tercih edilmektedir. Fakat her iki yöntemde de temel amaç ekipman veya tesis yüzeyinde veya yüzeye yakın bölgede yer alan radyoaktif kirlenmenin azaltılmasıdır.

Fiziksel olarak radyoaktif dekontaminasyon işleminde birçok metot bulunmaktadır; bunlar fırçalama, kesme, eritme, ultrasonik temizlik veya kuru/yaş ortamda aşındırıcı ile radyoaktif dekontaminasyon olarak yer almaktadır. Her bir yöntemin kendi içinde avantajları ve dezavantajları bulunmaktadır. Fiziksel yöntemlerin genel olarak en büyük dezavantajı ise çalışma sırasında çok fazla toz, duman vs. çıkarması sebebi ile çalışanlar tarafından alınan doz oranlarının artmasına yol açmasıdır. Bu tez çalışması kapsamında fiziksel radyoaktif dekontaminasyon yöntemlerinden olan yaş ortamda aşındırıcı kullanımı ile radyoaktif dekontaminasyon işleminin modellenmesi araştırılmıştır.

Bilindiği üzere boru içi akışlarda erozyon, endüstride yaygın karşılaşılan sorunlardan bir tanesidir. Özellikle termik santrallerde veya deniz suyu ile soğutma yapılan endüstriyel tesislerde akışkan içinde yer alan kum veya kireç gibi katı parçacıklar akışkanın geçtiği

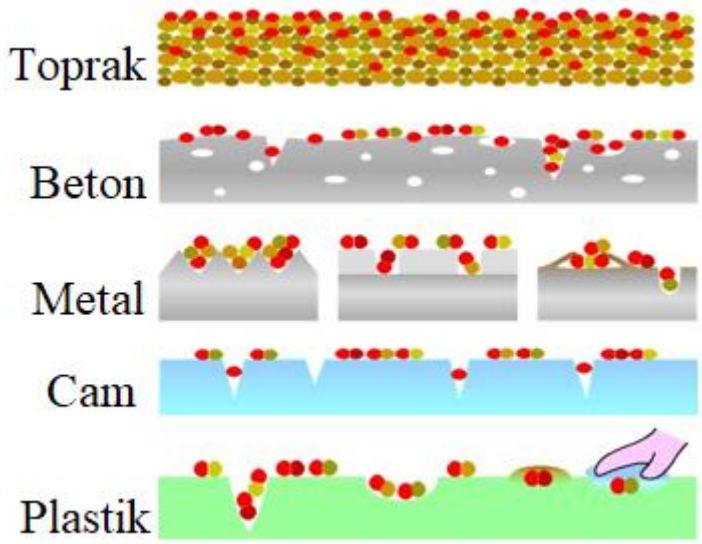
borularda yüksek oranda erozyona sebep olarak aşındırmanın etkisi ile boruların et kalınlığında incelmelere sebebiyet vermektedir. Bunun öngörülemediği veya kontrol edilmediği durumlarda borularda çatlamalara, yırtılmalara sebebiyet vererek önemli kazalara yol açmaktadır. Bu sebeple, literatürde katı parçacık eklentili akışkanın borularda yarattığı erozyon oranlarının hesaplanmasına yönelik birçok çalışma yer almakta aynı zamanda bu erozyon miktarının hesaplanarak tasarım anlamında da ne tür değişikliklere gidilmesi gerektiğine yönelik çalışmalar da mevcuttur. Bu tez çalışmasında ise erozyonun negatif etkisinin fiziksel radyoaktif dekontaminasyon olarak kullanılması amaçlanmıştır. Bilindiği üzere radyoaktif dekontaminasyondaki temel amaç, ekipman yüzeyinde veya yüzeye yakın derinliklerde yer alan kontamine malzemenin ekipmandan ayrılarak ikincil atık olarak ortaya çıkarılması ve kalan ekipmanın da tekrardan kullanılması olarak düşünülebilir. Erozyon mekanizması ise aslında bu amaca hizmet etmektedir. Bu sebeple en yüksek oranda erozyonun elde edildiği sistem ile fiziksel radyoaktif dekontaminasyon uygulanabilir fikri bu tezin temel amacı olarak ortaya çıkmaktadır. Maksimum erozyon oranını sağlayacak akışkan türü, akışkan tipi, katı parçacık türü ve boyutları parametre olarak belirlenerek en ideal olan sistemin hesaplamalı akışkan modelleme ile tespit edilmesine yönelik bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Bu çalışma ile Türkiye'de nükleer alanda kullanılan ekipmanların radyoaktif dekontaminasyonu çalışmalarına katkı sağlanmıştır. Dünya'da ise erozyonun modellenerek fiziksel radyoaktif dekontaminasyon olarak kullanılması fikri olarak yenilikçi bir çalışma olduğu değerlendirilmektedir.

2. LİTERATÜR ARAŞTIRMASI

2.1. Kontaminasyon

Kontaminasyon katı fazda yer alan, çözelti halinde veya gaz/buhar olarak taşınabilen bir tür radyoaktif kirliliktir. Radyoaktif kirlenmeyi diğer kirliliklerden ayıran en önemli özelliği çok küçük miktarlarda olmalarıdır. Örneğin $37x10^{6}$ Bq ^{32}P yaklaşık $3.5x10^{-9}$ gram ağırlığındadır [2].

Ekipmanların ve malzemelerin kontaminasyonu çeşitli fiziksel ve/veya fiziko-kimyasal süreçlerin sonucu meydana gelebilmektedir. Metallerin kontaminasyonu çok ince bir yüzey tabakasında (kalınlığın μm mertebesinde) bulunabilirken, beton bina yapılarında kontaminasyon birkaç santimetre veya daha fazla derine nüfuz etmiş olabilmektedir [3].



Şekil 2.1. Farklı yüzeyler üzerinde kontaminasyon [4]

Korozyon, ekipmanlarda kontaminasyonun en büyük nedeni olarak görülmektedir. Birincil çevrim ekipman yüzeylerinde yer alan metal oksitler ile yakıt kaplamasında bulunan Zirkaloy alaşımındaki safsızlıklar nedeniyle ortaya çıkan Fisyon Ürünleri (FP) birleşerek kontaminasyona neden olmaktadırlar. Bir yakıt kaplamasında bir süreksizlik meydana geldiğinde, salınan FP miktarı yükselmekte ve bu da normalde yakıt çubuğunu terk etmeyen Ba, Sr, Ce, Pr, Zr, Ru, vb. gibi izotopların ve aktinitlerin salınması ile sonuçlanmaktadır.

Salınan miktar, kusurun uzunluğuna ve yerine, arızalı yakıt çubuğunun konumuna ve yanma fraksiyonuna bağlıdır [5].

Basınçlı Su Reaktörleri (PWR), suyun yüksek basınç altında kaynatılmadan ısıtıldığı bir tür kapalı döngüye sahip reaktör tipleridir. Genel olarak uranyum çözünmez halde ve PWR'lar için birincil devrede çok küçük miktarlarda bulunurlar. Örneğin, biriken uranyum oksit yığınları temiz bir reaktör için yaklaşık 1 g, küçük yakıt kaplama kusurları (50 µm'nin altında) durumunda 1 ila 10 g ve kırık yakıt çubuğu olan bir reaktör için 50 ila 200 g arasındadır. Kimyasal elementlerden gelen aktivasyon ürünleri nötron tarafından aktive edilir. Bu nedenle, birinci döngü Korozyon Ürünlerinin (CP) aktivasyonundan kaynaklanan nüklidler de aktivasyon ürünleridir [6].

CP'ler, birincil çevrimde yer alan soğutma sıvısı ile temas eden metalik ekipmanın korozyonundan kaynaklanmaktadır. Erozyon ve korozyon, devrelerde CP oluşumuna ve sirkülasyona neden olan iki süreçtir. Birincil devrede yüksek hızlı akışın neden olduğu erozyonla ekipman yüzeylerinden salınan çözünür ve koloidal korozyon ürünleri, birincil devre soğutma suyu tarafından çekirdeğe taşınır. Burada birincil devredeki akış tarafından etkinleştirilir ve yeniden dağıtılır ve mevcut oksit filmler tarafından emilmektedir. En ağır partiküller, düşük birincil soğutucu akış hızında veya devrenin yatay bölümlerinde birikir.

Radyoaktif dekontaminasyon tanımı, ekipman veya tesislerin yüzeylerinde bulunan, kontaminasyon olarak adlandırılan radyoaktif kirliliğin giderilmesi işlemidir ve yaygın olarak yıkama, ısıtma, kimyasal-elektrokimyasal, mekanik temizleme ve diğer yöntemler kullanılarak gerçekleştirilmektedir. Radyoaktif dekontaminasyonun etkinliği Radyoaktif dekontaminasyon Faktörü (DF) adı verilen formül ile hesaplanır. Malzemenin radyoaktif dekontaminasyondan önceki kirlilik seviyesinin, radyoaktif dekontaminasyondan sonraki kirlilik seviyesine oranıdır [1]. Radyoaktif dekontaminasyon sayısı ne kadar büyük olursa, radyoaktif dekontaminasyon oranının o kadar yüksek olacağı anlamına gelir. Şekil 2.2'de farklı yüzeylerdeki kirlilik ve bu derinliklerde yapılacak radyoaktif dekontaminasyon işleminin DF değerleri verilmiştir. Radyoaktif dekontaminasyon işlemi ne kadar derine inebilirse, DF değeri o kadar yüksek alınabilir ve bu derinlik değerleri yaklaşık 5-30 µm arasında değişmektedir [4].



Şekil 2.2. Kontaminasyonun malzeme yüzeyinde yer aldığı katmanlar [4]

Birincil devre etrafındaki doz oranının %90'ından fazlasına katkıda bulunan ana radyoaktif nüklidler ^{58}Co ve ^{60}Co 'dur [7]. Belçika BR3 reaktörünün kapatılmasından sonra Klein ve Massaut'un çalışmasında da belirtildiği üzere, gerçekleştirilen gama spektrometre analizi sonuçlarına göre kontaminasyon için en baskın nüklidin ^{60}Co olduğu ortaya çıkmıştır [8]. Bu nedenle radyoaktif dekontaminasyonun en önemli kısmı bu ürünlerin, özellikle ^{60}Co'nun aktivitesinin azaltılması işlemini temel almaktadır. Diğer nüklidler ^{54}Mn ve ^{137}Cs, kirleticide sırasıyla yaklaşık %0,3 ve %0,6 oranında halen mevcuttur. Ayrıca Avrupa Komisyonu'nun nihai raporunda sülfonitrik karışım kullanılarak gerçekleştirilen radyoaktif dekontaminasyon işleminin belirli boyutlardaki çelik parça numuneler için çok etkili olduğu belirtilmektedir [3]. İşlem sırasında, yaklaşık 10 ila 20 µm kalınlığındaki metal ve oksit tabakasının çıkarılmasının tamamen radyoaktif dekontaminasyon sağladığı ve ^{60}Co konsantrasyonun 100-5 000 Bq/g değerinden 0,3 Bq/g değerine kadar düşürüldüğünden bahsedilmektedir.

2.2. Radyoaktif Dekontaminasyon Uygulamaları

Literatürde radyoaktif dekontaminasyon uygulamaları için birden fazla yöntem bulunmaktadır. Kimyasal olarak uygulanan yöntemlerden; STUDSVIK tarafından geliştirilen ODP-Ozon Radyoaktif Dekontaminasyon Prosesi ve SODP-Güçlü Ozon Radyoaktif Dekontaminasyon Prosesi [9], JAEA-Japonya Atom Enerjisi Ajansı tarafından geliştirilen REDOX-Reduksiyon/Oksidasyon Reaksiyonu ve SC-Sülfürik Asit-Seryum Prosesi [10], Belçika FANC-Federal Agency Nuclear Control tarafından geliştirilen Seryum

Oksidasyonu ve MEDOC-Metal Radyoaktif Dekontaminasyonu [11] en iyi bilinen kimyasal yöntem uygulamaları olarak kabul edilmektedir.

Fiziksel veya mekanik radyoaktif dekontaminasyon, kimyasal radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarına alternatif olarak veya her iki yöntemin avantajının bir arada kullanılmasıyla gerçekleştirilen radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir. Fiziksel radyoaktif dekontaminasyon, yüzey temizleme ve yüzeyden malzeme koparma olmak üzere iki farklı şekilde gerçekleştirilir. En önemli avantajı, malzemenin cinsi veya yüzey özelliği ne olursa olsun her türlü ekipman ve parça için kullanılabilmesidir. Fiziksel radyoaktif dekontaminasyonların iki büyük dezavantajı vardır. Bunlardan ilki uygulama yüzeyinin erişilebilirliği, ikincisi ise hem kontaminasyonun yayılması hem de çalışan operatörün sağlığı için risk oluşturan çok fazla toz üretilmesi olarak görülmektedir [12].

Aşındırıcı yöntemi ile radyoaktif dekontaminasyon yöntemlerinde kuru veya yaş olarak kullanılan aşındırıcılar yüzeye yüksek hızda püskürtülmekte ve yüzeyden gelen kontaminasyona neden olan malzemeler, basınçlı hava veya su olabilecek akışkana iletilmekte ve ekipmandan uzaklaştırılmaktadır. Nükleer santrallerin sökülme işlemlerinden kaynaklanan büyük boyuttaki kontamine parçalar, boyalı metaller ve lokal olarak kontamine ekipmanlar, aşındırıcı radyoaktif dekontaminasyon yöntemleriyle kolayca dekontamine edilebilmektedir [1].

Fiziksel radyoaktif dekontaminasyon yöntemlerinde kimyasal yöntemlere göre daha düşük DF değerleri elde edilmektedir. Ek olarak, fiziksel yöntemlerin verimliliği, uygulamadan uygulamaya büyük ölçüde değişir. Örneğin, bir çalışmada paslanmaz çelik parçaların ultrasonik bir banyoda radyoaktif dekontaminasyonu ile maksimum 2 DF değeri elde edilebilmiştir [3].

2.2.1. Kimyasal radyoaktif dekontaminasyon

Kimyasal temizleme işlemleri genellikle ardışık işlemler olsa da yüzey oksitlerini çözecek ve malzemeye nüfuz edecek kimyasalların geri kalan malzemedeki radyoaktif izotopları alması esasına dayanan bir radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir.

Malzemelerdeki oksit tabakalarının giderilmesinde en zor kısım kromca zengin oksitlerin uzaklaştırılmasıdır. Bu tip oksitlere genellikle PWR/VVER tipi reaktörlerde parça veya ekipmanların radyoaktif dekontaminasyonunda rastlanır. Bunun için özel bir kimyasal olan ve Denklem 2.1 ve Denklem 2.2'de reaksiyonları verilen permanganat bileşiği kullanılmaktadır [3]:

$$Cr_2O_3 + 2MnO_4 + H_2O \Rightarrow 2HCrO_4 + 2MnO_2(s) \quad (2.1)$$

$$MnO_2 + H_2C_2O_4 + 2H \Rightarrow Mn + 2CO_2 + H_2O \quad (2.2)$$

Krom oksit tabakası kaldırıldıktan sonra asıl radyoaktif dekontaminasyon işleminin gerçekleştiği demir ve nikel içeren oksit tabakası alınmaktadır. Burada kullanılan proseslerin ve kimyasal bileşenlerin birçoğunun ticari veya patentli olması nedeniyle, konuyla ilgili bilgiler literatürde ayrıntılı olarak yer almamaktadır. Kimyasal radyoaktif dekontaminasyonda kullanılan işlemler ve kimyasallar Çizelge 2.1'de listelenmiştir.

Çizelge 2.1. Kimyasal radyoaktif dekontaminasyonda kullanılan kimyasallar [3]

Kimyasal	Örnekler
Güçlü Mineral Asitleri	Nitrik asit, sülfürik asit, fosforik asit
Asit Tuzları	Sodyum fosfat, sodyum sülfat
Organik Asitler	Formik asit, oksalik asit, sitrik asit
Bazlar ve alkali tuzlar	Potasyum hidroksit, sodyum hidroksit
Kompleks ajanlar	Pikolinik asit, EDTA
Beyazlatıcı	Kalsiyum hipoklorit
Organik çözücüler	Kerosen, tetrakloroetan

Uygulamalar, içerikleri ve uygulandıkları sıcaklıklar açısından farklılık gösterir. Bu farklılıklar ülkeler tarafından geliştirilen radyoaktif dekontaminasyon yöntemleri olarak karşımıza çıkmaktadır. Örneğin İsveçli STUDSVİK firması tarafından geliştirilen Ozon Radyoaktif Dekontaminasyon Prosesi (ODP) ve Güçlü Ozon Radyoaktif Dekontaminasyon Prosesi (SODP), Japonya Atom Enerjisi Araştırma Enstitüsü (JAERI) tarafından geliştirilen

Redüksiyon-Oksidasyon Reaksiyonları (REDOX) ve Sülfürik Asit-Seryum (SC) prosesleri en bilinen uygulamalarıdır [10].

ODP, İsveçli şirket "STUDSVIK" tarafından PWR'lerin buhar jeneratörlerindeki değerli metallerin geri dönüştürülmesi amacıyla geliştirilmiştir. İsveç'te Ringhals-2 PWR tipi Nükleer Santralde başarı ile kullanılmıştır. İşlem tek adımdan oluşur ve nitrik asit çözeltisinde ozon ve seryum kimyasallarının kullanımına dayanır. Oda sıcaklığında ve düşük asitlikte (pH=2.0) yapılır [9].

REDOX ve SC prosesleri, JAERI tarafından aynı kimyada (seryum iyonlarının kullanımı) geliştirilmiş kimyasal radyoaktif dekontaminasyon teknikleridir. Temel mantık SODP ve ODP işlemleri ile aynı olsa da aradaki fark, işlemlerin yüksek sıcaklıklarda gerçekleştirilmesi olarak gösterilebilir. Sıcaklığı yüksek tutmanın süreci hızlandırdığı yapılan testler sonucunda ortaya çıkmıştır. REDOX ve SC sırasıyla nitrik asit çözeltisi ve sülfürik asit çözeltisi içinde gerçekleştirilir [4].

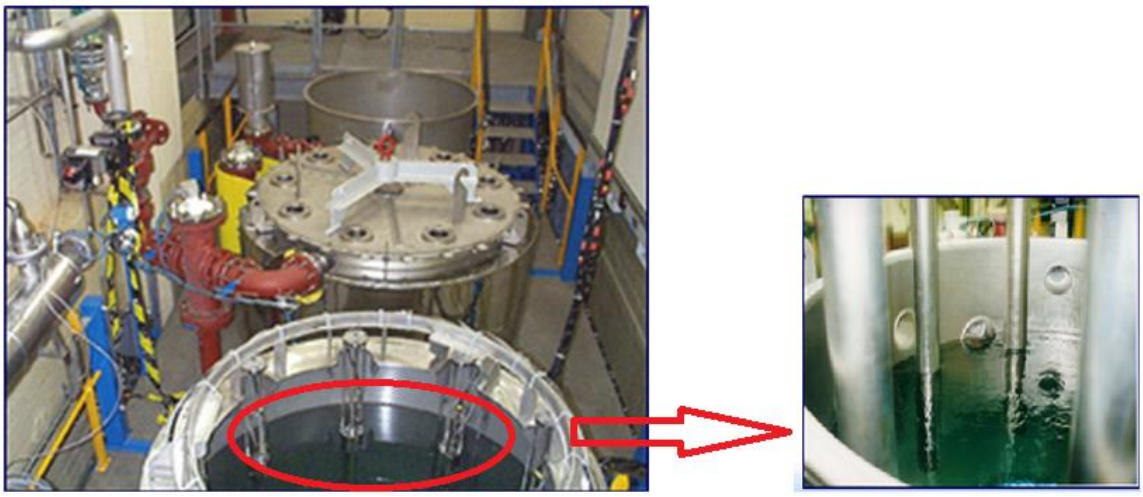
MEDOC süreci, sıcaklık ile ozon ve seryum iyonunun SODP veya REDOX'ta geri dönüştürmenin avantajlarını sürecin hızlandırılmasını anlamında birleştiren bir radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir. Metalin seryum iyonu tarafından oksidasyonu Denklem 2.3'de verilmektedir [11]:

$$nCe^{4+} + M \rightarrow nCe^{3+} + M^{n+} \quad (2.3)$$

MEDOC prosesinin en büyük avantajlarından biri, ozon kullanımına bağlı olarak oluşan Ce^{3+} iyonunun Ce^{4+} iyonuna dönüştürülerek proseste sürekli bir döngü oluşturulmasıdır. Denklem 2.4, asidik radyoaktif dekontaminasyon solüsyonunda ozonun seryum iyonunun yeniden oksidasyonunu göstermektedir [11]:

$$O_3 + 2Ce^{3+} + 2H^+ \rightarrow 2Ce^{4+} + O_2 + H_2O \quad (2.4)$$

MEDOC sürecinde de çok düşük aktivite seviyeleri elde edilmektedir (0,1 Bq/g). Ayrıca, üretilen ikincil atık miktarı diğer proseslere göre daha düşüktür [11].



Resim 2.1. MEDOC prosesi çalışma alanı [11]

Oksidasyon-indirgeme proseslerinde birçok kimyasal radyoaktif dekontaminasyon uygulaması bulunmaktadır. Bunlardan en yaygın olanları:

- Kimyasal Oksitlenme/İndirgenme Kontaminasyonu (CORD),
- Hidrazin/Oksalik Asit/Potasyum Permanganat (HOP),
- Nitrik Asit/Potasyum Permanganat/Oksalik Asit (NPOX),
- Kanada Radyoaktif Dekontaminasyon ve/veya İyileştirme (CANDEREM, CANDECON),
- EDF tarafından geliştirilen "EMMAC" radyoaktif dekontaminasyonu,
- Düşük Oksidasyonlu Metal İyon (LOMI),
- Westinghouse tarafından geliştirilen "CONAP" radyoaktif dekontaminasyonu,
- Turco Şirketi tarafından geliştirilen "TURCO" radyoaktif dekontaminasyonu.

CORD prosesi dünyada en yaygın kullanılan sistemdir. Amerika Birleşik Devletleri (ABD) hariç tüm dünyada kullanılmaktadır. Dört temel adımdan oluşmaktadır. Bunlar [13]:

- Krom oksit tabakasındaki Cr+2 iyonlarının permanganik asit kullanılarak hidrojen kromat kimyasalına dönüştürülmesi,
- Oksalik asit kullanımı ile permanganik asidin indirgenmesi (Mn+7 – Mn+2),
- Oksalik asit ile radyoaktif dekontaminasyon,

HOP, Japonya'daki Fugen Nükleer Santrali'nde kullanılmak üzere geliştirilmiş ve CORD işlemine çok benzeyen bir radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir. HOP yönteminde, önce kromca zengin oksit tabakası, ardından demir-nikelce zengin olan demir-nikel oksit tabakası çıkarılır. Daha sonra 500 ppm konsantrasyonda potasyum permanganat kullanılarak oksidasyon gerçekleştirilir ve indirgeme için 200 ppm civarında oksalik asit kullanılır. Dekontamine edilecek malzemeye bağlı olarak, DF aralıkları 3 ila 20 arasında değişir [3].

NPOX kimyasal olarak CORD yöntemine benzese de diğer radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarının bir karışımı olarak da değerlendirilebilir. Çözelti olarak nitrik asit, potasyum permanganat, oksalik asit ve hidrojen peroksit kullanılır. Ayrıca sistem uzaktan yönetilebilir ve ultrasonik banyoda da yapılabilir. Archibald, Demmer, Argyle, Ancho ve Hai-Pao çalışmalarında (2002), zirkonyum oksit ve sezyum içeren SIMCON-Simulated Contamination çelik kuponları ile yaptıkları çalışmada, ultrasonik banyo kullanıldığında %95 sezyum ve %80 zirkonyum miktarlarında azalma olduğunu fark etmişlerdir [14].

CANDECON ve CAN-DEREM yöntemleri Atomic Energy Canada Limited (AECL) tarafından geliştirilmiştir. Başlangıçta Kanada Döteryum-Uranyum Reaktörü (CANDU) için tasarlanmış olmasına rağmen, daha sonra BWR ve PWR'de kendine uygulama bulmuştur. Kimyasal olarak LND-101A adı verilen EDTA, sitrik asit ve oksalik asit karışımı kullanılmaktadır. 85-125°C sıcaklıklarda ve 2,7-2,8 pH değerlerinde uygulanır. Geliştirme çalışmaları sonucunda, ferrik iyon korozyon önleyici özelliklere sahip olduğu için çözeltiye 50-500 ppm ferrik iyonları eklenmektedir [3].

EMMAC yöntemi oksidasyon ve indirgeme adımlarından oluşur. Buhar jeneratörlerinin yenilenmesi veya birincil devre pompalarının hidrolik parçalarının radyoaktif dekontaminasyonu, kullanım alanları olarak gösterilebilir. Sıcak bacağın aktivitesini azaltmada DF 50-70 civarında iken, soğuk bacağın aktivitesini azaltmada bu sayı 60 civarındadır. Sistem, birincil devre borularında kullanılan paslanmaz çelik parçaların radyoaktif dekontaminasyon uygulamaları için özelleştirilmiştir. Fransa'da da yaygın olarak kullanılmaktadır. Bunun en önemli nedeni, sürecin malzeme ve kirlenmeye özgü olması ve üretilen atıkların nükleer santrallerdeki atık sistemi ile uyumlu olmasıdır [15].

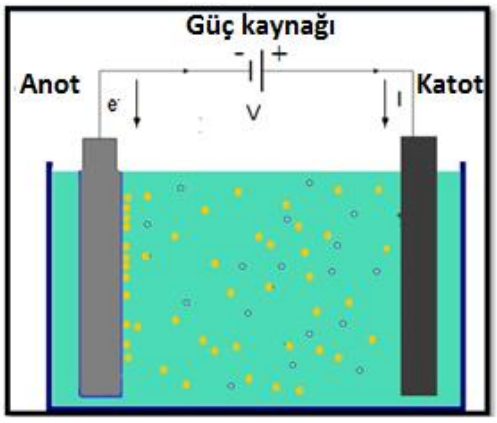
LOMI yöntemi, 1980'lerde Elektrik Gücü Araştırma Enstitüsü (EPRI) tarafından geliştirilmiştir. Bu işlemden önce kullanılan diğer yöntemler, oksalik-sitrik asit veya düşük konsantrasyonlarda karmaşık organik asitlerdir. Bunların en büyük dezavantajı, büyük hacimlerde ikincil atık oluşturmalarıdır. Bu nedenle LOMI yöntemi geliştirilmiş ve ikincil atık miktarı daha düşük seviyelere indirilmiştir. LOMI kullanmanın en önemli avantajları daha etkili olması, daha az ikincil atık üretmesi ve korozyon problemlerini azaltması olarak düşünülebilir [16].

CONAP yöntemi, "Westinghouse" şirketi tarafından geliştirilen dört aşamalı bir radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir. İlk adımda, kontaminasyon yüzeyi alkali ile muamele edilir ve ardından potasyum permanganat ile oksitlenir. Daha sonra oksitlerin uygun kompleksleştiricilerle eritilerek kompleks yapılar oluşturma işlemine geçilir. Son olarak dekontamine olmuş parçanın yüzeyindeki proses solüsyonlarının saflaştırılması gerçekleştirilir. Birincil devre ekipmanları üzerinde yapılan denemelerde DF değeri 10.000' in üzerindedir [17].

TURCO yöntemi, Cincinnati, Ohio'da yerleşik "Turco" şirketi altında ticari bir yöntem olarak kullanılmaktadır. Kimyasal olarak nükleer endüstride yaygın olarak kullanılan alkali potasyum permanganat içerir. Bu kimyasal, güçlü bazik ve oksitleyici kimyasallardan biridir; sodyum hidroksit veya potasyum hidroksit (%5-20) ve potasyum permanganattan (%1-5) oluşur [18].

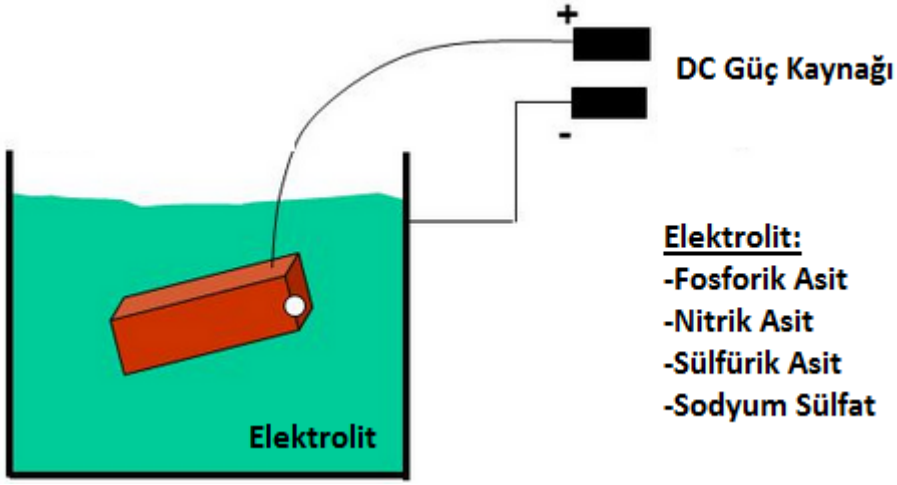
Elektrokimyasal radyoaktif dekontaminasyon, ekipman veya parçaların elektrik yardımıyla kimyasal olarak radyoaktif dekontaminasyonunun genel adıdır. Elektrokimyasal radyoaktif dekontaminasyon bir anodik çözme tekniğidir. Dekontamine edilecek malzeme anot yapılır ve katot olarak paslanmaz çelik veya bakır kullanılır. Bazı uygulamalarda radyoaktif dekontaminasyon tankının kendisi bir katot görevi görür. Radyoaktif dekontaminasyon işlemi sırasında metal, kontrollü bir şekilde yüzeyden çözülür. Bu yöntem günümüzde paslanmaz çelik gibi malzemeler üzerinde yüzey düzeltme ve polisaj işlemlerinde de kullanılmaktadır. Ek olarak, elektrokimyasal işlem korozyona karşı direnci arttırır ve müteakip radyoaktif dekontaminasyonu kolaylaştırır. Dekontamine edilecek malzemelerin tekrar kullanılması gereken durumlarda yüzey özellikleri önem kazanmakta ve pürüzlülükte iyileştirmeler yapılması gerekmektedir. Ancak parça ıskartaya çıkacaksa, yüzey

pürüzlülüğünden ziyade ikincil atık miktarları daha önemli hale gelir. Şekil 2.3 ve Şekil 2.4'de elektrolitik bir hücrenin şematik gösterimleri yer almaktadır.



Şekil 2.3. Elektrolitik bir hücrenin şematik gösterimi

Elektrik kullanımından dolayı dekontamine edilecek kısım iletken olmalıdır. Bunlar paslanmaz çelik, bakır alüminyum, kurşun veya molibden olabilir.



Şekil 2.4. Elektrolitik temizlemenin şematik gösterimi

Elektrokimyasal radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarında birçok farklı parametre bulunmaktadır. Bunlar elektrolit çözeltisi, sıcaklık, elektrot potansiyelleri, akım yoğunluğu ve çözelti karışımı gibi parametrelerdir. Elektrokimyasal işlem uygulanmadan önce

malzeme yüzeyindeki elektrik akımının iletilmesine engel olabilecek yağ, kir ve pas gibi yalıtkanlar temizlenmeli ve ardından işlem uygulanmalıdır.



Resim 2.2. Fosforik asit banyosunda elektrokimyasal radyoaktif dekontaminasyon [1]

2.2.2. Fiziksel radyoaktif dekontaminasyon

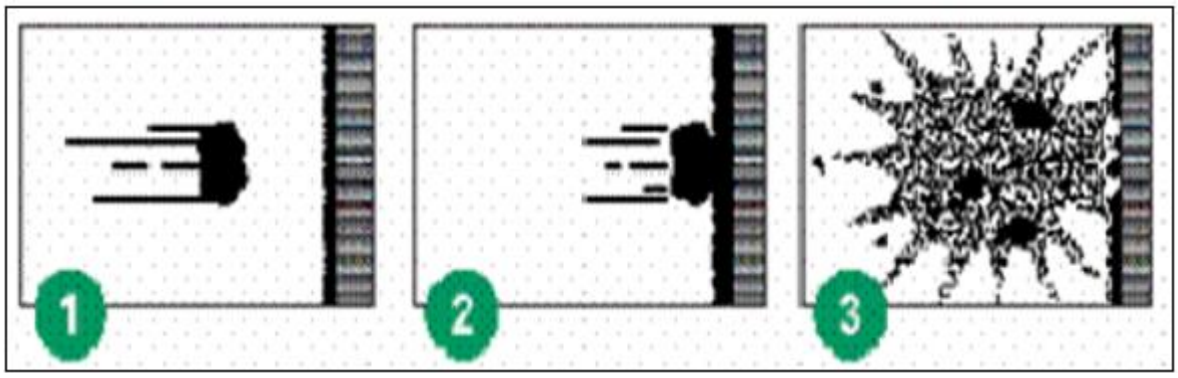
Fiziksel veya mekanik radyoaktif dekontaminasyon, kimyasal radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarına alternatif olarak veya her iki yöntemin avantajının bir arada kullanılmasıyla gerçekleştirilen radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir. En önemli avantajı, malzeme cinsi veya yüzey özelliği ne olursa olsun her türlü ekipman ve parça için kullanılabilmesidir. Örneğin, yüksek gözenekli yüzeylere sahip parçalar için fiziksel radyoaktif dekontaminasyon tek çözüm olabilir [19].

Ultrasonik temizleme, en yaygın kullanılan fiziksel radyoaktif dekontaminasyon türüdür. EPRI tarafından geliştirilen bu teknik, özellikle yakıt demetleri ve basit şekilli parçalar için kullanılmaktadır. Ultrasonik temizleme, sıvı dolu bir tankın içerisine yüksek frekanslı ses dalgaları uygulanarak tank içerisindeki materyalden kontaminasyonun uzaklaştırılması işlemidir. Ultrasonik enerji “kavitasyon” denilen etkiyi ortaya çıkararak temizliğin gerçekleşmesini sağlar. Temizlik genellikle suda yapılır. Temizlenecek malzemenin doğasına ve kirlilik derecesine bağlı olarak, temizliğin etkinliğini artırmak için suya çeşitli kimyasallar ilave edilebilmektedir [19].

Karbondioksitli buz ile radyoaktif dekontaminasyon için 1-3 mm çapında ve -38°C sıcaklıkta değişen karbondioksit topları kullanılır. Bu topların basınçlı hava ile hızlandırılarak yüzeye çarptırılıp yüzeydeki kirliliğin giderilmesi esasına dayanan bir radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir [20].

Basınçlı su ile radyoaktif dekontaminasyonda temel olarak yüksek sıcaklıkta ve yüksek basınçta su kullanılarak kontamine malzemenin yüzeyden temizlenmesi amaçlanır. Buradaki sıcaklık farkı, kirlenen yüzey ile radyoaktif dekontaminasyon solüsyonu arasındaki kimyasal reaksiyonları hızlandırır ve yüksek basınçlı suyun enerjisi ile kontaminasyon yüzeyden uzaklaştırılır.

Aşındırıcı içerikli radyoaktif dekontaminasyon yönteminde kuru veya ıslak aşındırıcılar yüzeye yüksek hızda püskürtülür ve kontaminasyon yüzeyden uzaklaştırıldıktan sonra aşındırıcı malzemenin tekrar kullanılması ile işleme devam edilir. Sistem, ıslak veya kuru aşındırıcı ve basınçlı hava veya su kullanılarak çalışmaktadır. Kuru radyoaktif dekontaminasyonda taşıyıcı olarak sadece basınçlı hava kullanılmaktadır [1].



Şekil 2.5. Aşındırıcının yüzey üzerindeki etkisi [1]

Nükleer santrallerin devreden çıkarılmasının ardından büyük miktarlarda kontamine metalik hurda üretilmektedir. Bu hurdalar sadece sökülme sonrası değil, aynı zamanda ekipmanın bakımı veya değiştirilmesi sonucunda da ortaya çıkabilmektedir. Bu atıkların çoğu hacim olarak büyüktür ve ısı eşanjörleri, buhar ayırıcılar veya buhar jeneratörleri gibi ekipmanlardan oluşur. Tasarım gereği bu tür ekipman, paslanmaz çelik ve Inconel alaşımları dahil olmak üzere geri dönüştürülebilen değerli malzemelerden oluşur. Bu tür malzemeleri eriterek geri kazanmak mümkündür. Eritme işlemi bir radyoaktif dekontaminasyon tekniği olarak kirlenen malzemedeki bileşenleri tamamen yok eder. Radyoaktif dekontaminasyon

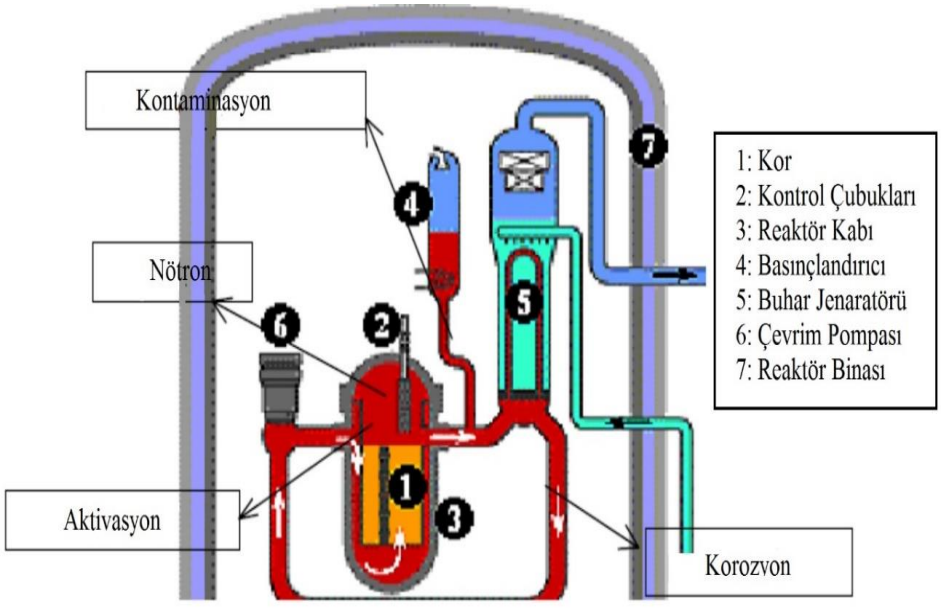
etkinliği, mevcut radyoizotopa bağlı olarak büyük ölçüde değişir. Erimiş malzemede kalan radyonüklidler homojen bir şekilde dağılır ve etkin bir şekilde hareketsiz hale getirilmektedir.

2.2.3. Radyoaktif dekontaminasyon aşamaları

Nükleer santrallerde radyoaktif dekontaminasyon uygulamaları, NGS'nin işletme aşamasında olduğu gibi, sökülme sürecinden sonra da uygulanabilmektedir. Genel olarak her iki aşamada uygulanan yöntemler ve hedefler benzerdir.

Söküm öncesi uygulanan radyoaktif dekontaminasyon işleminin temel amacı, nükleer santral çalışanlarının maruz kaldığı doz oranlarını azaltmaktır. Radyoaktif dekontaminasyon işlemleri uzun zaman alır; bu amaçla çalışanlar için belirlenen limitler aşılmadığı sürece işletme aşamasında radyoaktif dekontaminasyon çok fazla tercih edilmemektedir.

İşletmede olan nükleer bir reaktör, fisyon reaksiyonlarından dolayı kendi başına bir radyasyon kaynağı gibi davranıp kontaminasyona neden olmaktadır. Ekipman üzerinde oluşan kontaminasyonların en büyük nedeni ise korozyondur. Şekil 2.6'da bir basınçlı su reaktöründe yer alan radyasyon kaynakları görülmektedir.

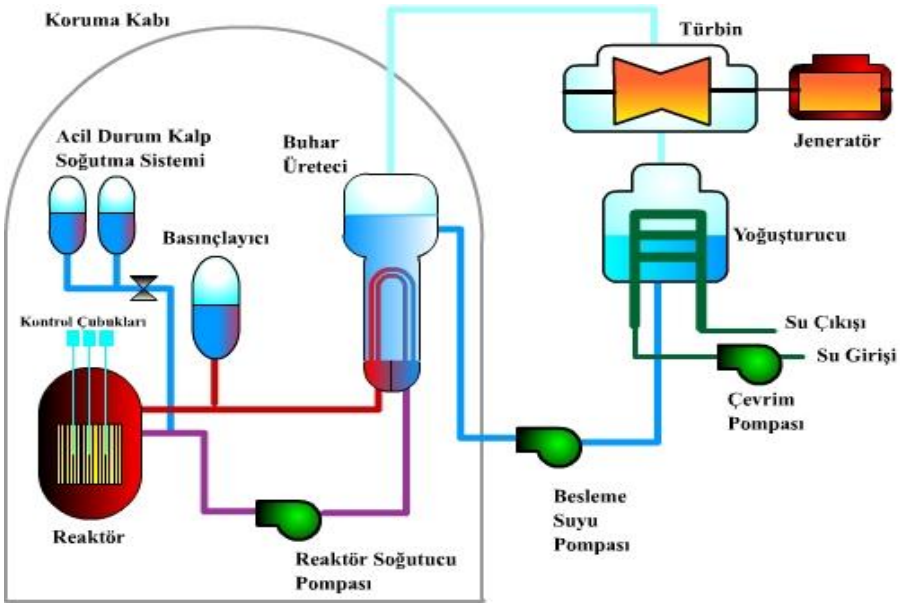


Şekil 2.6. PWR'lerde radyasyon kaynakları [21]

PWR’de radyoaktif dekontaminasyon

PWR’ler 3 tip Hafif Su Reaktöründen (LWR) biri olup Dünya’da en yaygın olarak kullanılan reaktörlerdir. Prensip olarak birincil çevrimde yüksek basınç altında soğutucu olarak kullanılan su reaktöre pompalanır ve buradaki fisyon sonrası ortaya çıkan ısı ile ısıtılarak buhar üreteçlerinde buhar haline dönüştürülür. Oluşan buhar ise türbin ve jeneratör sistemi sayesinde elektrik enerjisine çevrilir. PWR’lerin temel özellikleri aşağıda verilmiştir [22].

- Düşük oranlarda zenginleştirilmiş uranyum yakıtla çalışır.
- Üretilen enerji birincil devre soğutucusu (hafif su) vasıtasıyla reaktör kalbinden çekilir. Reaktöre giriş ve çıkış sıcaklıkları yüksek olan soğutucu, kaynamaması için atmosfer basıncının 150 katı basınç altında tutulur.
- İkincil devreye aktarılan ısı enerjisiyle üretilen buhar, türbin-jeneratör biriminde elektrik üretir.
- Yoğuşturucuda sıvı fazına dönen ikincil devre soğutucusu yeniden buhar üreticisine gönderilir.



Şekil 2.7. Basınçlı su reaktörü [22]

PWR’lerin birincil devrelerinde kullanılan soğutucuların alkali ve indirgeyici özellikte olmalarından ötürü metalik duvarlarda yüksek basınç ve sıcaklığın da etkisi ile ince koruyucu filmler oluşmaktadır. Meydana gelen filmler ekipmanın malzemesine de bağlı

olmakla birlikte karbon çelik üzerinde yer alanlar manyetitten, nikel oranı yüksek çeliklerdekiler nikel ferritten ve karbon çelik malzemelerdekiler ise manyetitten oluşmaktadır. Radyoaktif dekontaminasyon anlamında bu filmlerin en büyük dezavantajı ise fisyon ürünlerini içerisine almalıdır. Genellikle kontaminasyon oksit tabakasında dağılmakta bazı durumlarda ise ana malzemenin içerisine de nüfuz edebilmektedir.

Gerçekleştirilecek radyoaktif dekontaminasyon işlemi ekipman yüzeylerinde yer alan bu koruyucu filmlerin malzemeden uzaklaştırılmasına yönelik olmaktadır. Örneğin karbon çelik yüzeylerinde yer alan manyetitler kimyasal radyoaktif dekontaminasyon yöntemleri ile kolayca temizlenebilmektedir. Ancak kimyasal yöntemlerde kullanılan asitler diğer malzeme türlerinde yer alan krom zengin pasif tabakaları çözmede çok etkin olmamaktadırlar.

Birincil devrede yer alan paslanmaz çelik malzemelerin radyoaktif dekontaminasyonu için tüm pratik yöntemler, alkalin permanganat ile krom (VI) iyonuna oksitleyen ve filmi asit içerisinde kolaylıkla çözülebilen bir yapıya getiren bir ön işlem basamağını içermektedir. Oksalik asidin çözünme aşamasında kullanılması tam anlamı ile verimli değildir. Çünkü belirli bir süre sonra film üzerinde demirli oksalat çökelmesi sonucu yeni birikmeler meydana gelmektedir. Bu olay amonyum sitrat ve fosforik asit kullanıldığı durumlarda daha az miktarlarda gerçekleşmektedir. Nihai hedeflere ise EDTA gibi demir tutucuların kullanımı ile ulaşılabilmektedir [2].

UAEA'nın dokümanında da bahsedildiği üzere yukarıda anlatılan yöntemlere alternatif aşağıda bahsedilen basit tekniklerde bulunmaktadır [2]:

- Kobalt çözünürlüğünün artırılması amacıyla yeniden yakıt yükleme aşamasında birincil devre soğutucusuna hidrojen peroksit ilavesi.
- Koruyucu filmlerin çözünmesi amacıyla soğutma sıvısının sıcaklık, basınç veya REDOX potansiyeli çevrimi: Süspansiyon haline getirilen çözünmüş film atıkları, kimyasal kontrol sistemindeki filtrelerle uzaklaştırılmaktadırlar.
- Kimyasalların sürekli sirkülasyona tabi tutulan soğutucuya düşük oranlarda ilave edilmesi.

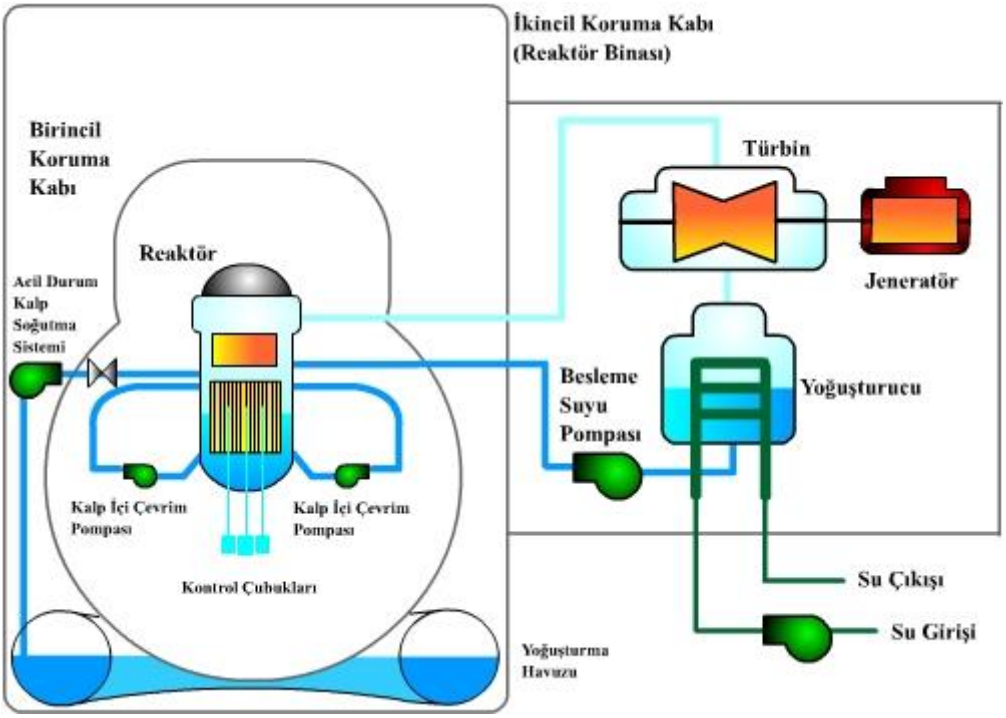
Yukarıda bahsedilen nispeten daha basit tekniklerin kullanılması aşağıda yer alan dezavantajların da oluşmasını engellemektedir [2]:

- Büyük hacimlerde sıvı atıkların oluşması,
- Aşındırıcı sıvıların miktarının azaltılması
- Radyoaktif dekontaminasyon öncesi yakıtın çıkarılmak zorunda olmaması.

BWR'de radyoaktif dekontaminasyon

PWR'lardan sonra en yaygın olarak kullanılan reaktör tipi BWR'lardır. Bir BWR'ı PWR'dan ayıran en önemli fark soğutucunun reaktör kalbinde ısıtıp buhar haline dönüştürülmesi ve buhar türbinlerini döndürmesidir. PWR'larda yer alan soğutucu reaktörde buhar haline gelmeyip ikincil çevrim vasıtasıyla buhar üreteçlerinde buhara dönüştürülmektedir. BWR'lerin temel özellikleri aşağıda verilmiştir [23].

- % 3 civarında zenginleştirilmiş yakıt kullanılmaktadır,
- Enerjinin transferi giriş sıcaklığı 275°C, çıkış sıcaklığı 290°C civarında olan soğutucu (hafif su) vasıtasıyla sağlanmaktadır.
- Buharlaşan soğutucu, türbin-jeneratör sistemine gönderilerek elektrik enerjisine dönüştürülmektedir.
- Yoğuşturucuda sıvı fazına dönen soğutucu yeniden reaktöre gönderilmektedir.



Şekil 2.8. Kaynar su reaktörü [23]

BWR'larda en çok kontaminasyon, soğutucunun buhara dönüştüğü reaktör kabında meydana gelmektedir. Yoğunlaştırıcı sistemde veya boru hatlarında görece daha düşük aktivasyon oluşmaktadır. Bununla birlikte elektrik enerjisi üretilmesi amacıyla buharın gönderildiği türbin sisteminde ise kısa ömürlü ksenonun buhar tarafından absorbsiyonu nedeni ile baryum izotoplarının neden olduğu düşük miktarlarda kontaminasyon da meydana gelmektedir.

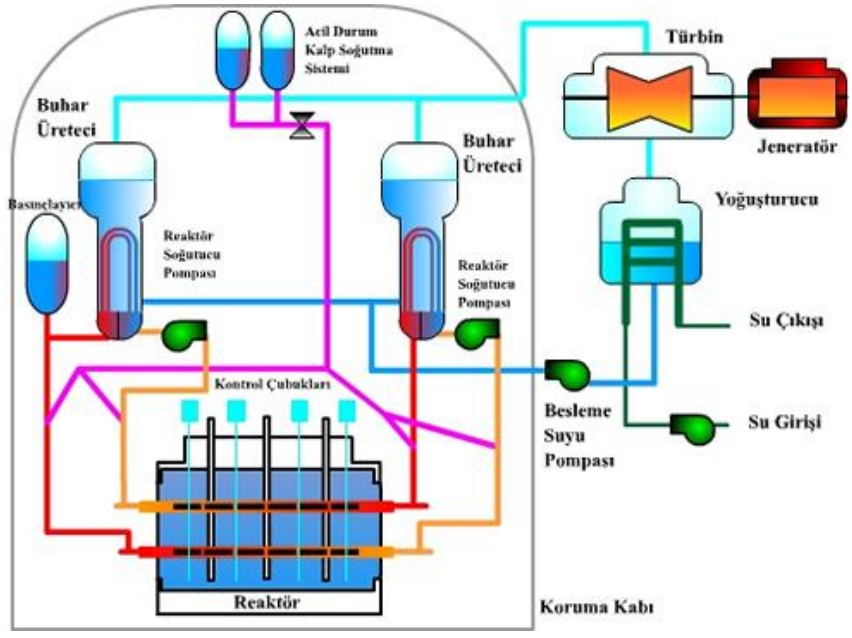
Oksit filmleri açısından BWR'lar ile PWR'lar arasında farklar bulunmaktadır. Bu da uygulanan radyoaktif dekontaminasyon yönteminin etkinliğinin farklılaşmasında önemli rol oynamaktadır. Örneğin bazı uygulamalar BWR'lar için çok etkiliyken PWR'lar için etkisiz olabilmektedir. Her iki reaktör tipi için verimli çalışan yöntemlerden biri ise kimyasal CITROX radyoaktif dekontaminasyon yöntemidir [2].

CANDU'da radyoaktif dekontaminasyon

Ağır sulu reaktörler, soğutucu ve yavaşlatıcı olarak termodinamik olarak suya çok benzeyen ancak nötronik özellikleri farklı olan ağır su kullanılarak çalıştırılan reaktör tipleridir. Ağır suyun normal sudan en önemli farkı, nötron yavaşlatma gücünün daha az olmasıdır.

Soğurma özelliğinin daha az olması sebebi ile bu tip reaktörlerde yakıt zenginleştirmesine ihtiyaç duyulmaksızın doğal uranyum kullanılabilmektedir. Bu tip reaktörlerde en çok tercih edileni Basınçlı Ağır Su Reaktörleridir (PHWR). PWR'lar ile benzer olarak soğutucunun basınç altında yüksek sıcaklıklarda kaynaması önlenmektedir. PHWR'lerden en yaygın olarak kullanılanı Kanada tarafından tasarlanıp geliştirilen CANDU'lardır. Bunların temel özellikleri aşağıda sıralanmıştır [24]:

- Reaktör basınç kabı kalandria adı verilen büyük silindir şeklinde bir tanktır. Bu tankın içinden yakıt kanalları adı verilen tüpler yer almaktadır. Yakıt kanallarına yakıt demetleri yerleştirilir. Bunlar kaynamanın engellenmesi için atmosfer yüksek basınç altında tutulan ağır su soğutucu ile soğutulmaktadır.
- Elektrik üretimi PWR'lar ile benzer olarak ikincil çevrim kısmında gerçekleştirilmektedir.
- Nükleer güvenlik açısından önemli yapı sistem bileşenler olarak reaktör kabı, basınçlandırıcı, buhar üreteci ve acil durum kor soğutma sistemi sayılabilmektedir.
- Sistemin en büyük avantajı yakıtın zenginleştirmesine gerek duyulmadan doğal uranyum kullanmasıdır. Aynı zamanda yakıt değiştirme sırasında kullanılan özel bir teçhizat ile reaktör çalışırken de yakıt değiştirilebilmektedir.



Şekil 2.9. Basınçlı ağır su reaktörü (CANDU) [24]

CANDU, PWHR veya Buhar Üretimli Ağır Su Reaktörü (SGHWR) gibi ağır su reaktörlerinde, moderatörün izotop kalitesinin korunmasına büyük önem verilmektedir. Diğer reaktör tiplerine göre radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarında farklılaşmaya gidilmesinde en önemli etken ağır su kullanılmadır. Ağır su, özellikle kimyasal radyoaktif dekontaminasyon yöntemlerinde temizleme kimyasalları ile yer değiştiremediğinden ve büyük konsantrasyonlarda kimyasal kullanılamamasından dolayı radyoaktif dekontaminasyon üzerinde önemli bir etkiye sahiptir. Bunun çözümüne yönelik olarak 2 yaklaşım geliştirilmiştir [2].

- Sert yaklaşım: Döteryum moderatörü ve soğutucu sistemden boşaltılıp özel bir tank içerisinde muhafaza edilir ve kalan sistem PWR ve BWR'lerde kullanılan radyoaktif dekontaminasyon yöntemlerinden herhangi biri ile dekontamine edilir.

- Yumuşak yaklaşım: Kapatma sonrası kor normal haliyle bırakılır; radyoaktif dekontaminasyon, düşük konsantrasyonlarda kimyasal maddelerin soğutucuya enjekte edilmesi ile yapılır; soğutucu yüksek hızda devridaim ettirilip, filtreleme ve iyon değişimi ile sürekli arındırılır.

<u>İşletme sırasında radyoaktif dekontaminasyon</u>

İşletme sırasında uygulanan radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarındaki en önemli amaç santral çalışanlarının maruz kaldığı/kalacağı doz oranlarının azaltılmasıdır. Yakıt yükleme veya bakım, onarım dönemlerinde radyasyona maruz kalan ekipmanların aktivitesinin çalışanlar için belirlenmiş maruz kalacağı doz oranının altında kalması amacıyla düşürülmesi gerektiği durumlar meydana gelebilmektedir. Ancak radyoaktif dekontaminasyon işleminin uzun ve zahmetli bir süreç olması sebebiyle belirlenen limitler aşılmadığı durumlarda çok fazla tercih edilmemektedir.

İşletme sırasında radyoaktif dekontaminasyon farklı aşamalarda ve faklı amaçlar için gerçekleştirilmektedir. Örneğin bütün sistemin radyoaktif dekontaminasyonu gerçekleştirilebilir; böylelikle sökülme öncesinde radyasyon seviyesini düşürerek kesim, söküm, ayrıştırma gibi işlemleri kolaylaştırmaktadır. En çok radyasyonun görüldüğü birincil çevrim için ayrı bir radyoaktif dekontaminasyon uygulamaları da literatürde mevcuttur. Bunun da en büyük faydası tüm sistemin tek adımda sökülmesini sağlamak olarak

düşünülebilir. Bazı durumlarda sökülme işlemi öncesi bazı yapı, sistem ve bileşenlerin yerinde radyoaktif dekontaminasyonu da gerçekleştirilebilmektedir. Bu sayede söküm sırasında zaman, maliyet ve altyapı anlamında tasarruf sağlanmaktadır.

İşletme sırasında, söküm öncesinde uygulanan radyoaktif dekontaminasyonun en önemli sebebi aslında ülkelerin nükleer alanda düzenleyici ve denetleyici kurumları tarafından belirlenen çalışanların alacağı doz maksimum oranlarının altında kalabilmektir. Çoğu ülkede bu limitler birbirine çok yakındır ve temel olarak UAEA tarafından belirlenen limitler dahilindedir. Genellikle 5 yıllık süre için 100 mSv değerinin geçmemesi ve bir yılda alabileceği maksimum doz oranının da 50 mSv değerinde kalması şeklinde belirlenmektedir. Bu sebeple işletme sırasında santralde ölçülen doz oranları çalışanlar için bu oranları sağlamadığı veya sağlamayacağı düşünüldüğü durumlarda sistem veya ekipman bazlı radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarına başvurulmaktadır.

Bu oranların sağlanması işleticinin sorumluluğundadır. İşletmede olan bir santralde ekipman bazlı radyoaktif dekontaminasyonun zor olması sebebi ile genellikle tüm sistemin radyoaktif dekontaminasyonu uygulaması tercih edilmektedir.

Sökülme işlemi sırasında ve/veya sonrasında radyoaktif dekontaminasyon

Radyoaktif dekontaminasyon işleminin en çok tercih edildiği veya aslında zorunlu olduğu aşama sökülme işlemi sırasında veya sonrasında gerçekleştirilendir. Tesis söküm faaliyeti sonrası ortaya büyük hacim ve miktarlarda kontamine malzeme ortaya çıkmaktadır. Bu tür malzemelerin direkt olarak bertarafı boyut ve miktarları dolayısıyla mümkün değildir. Ayrıca düzenleme kurumları tarafından belirlenen serbestleştirme limitlerinin de altında bir aktivite değerlerine sahip olmasından dolayı belirlenen en uygun yöntemle radyoaktif dekontaminasyonu gerçekleştirilmektedir.

Tesisin söküm faaliyetlerinden sonra üretilen kontamine malzemelerin büyük hacimleri, uygun sökülme sonrası radyoaktif dekontaminasyon metotlarının kullanılması ile önemli ölçüde azaltılabilmektedir. Bir radyoaktif dekontaminasyon işlemi seçilirken dikkate alınması gereken ana kriterler şunları içerir:

- Radyoaktif dekontaminasyon işleminin etkinliği ve verimliliği,
- İkincil atıkların hacmi, tipi ve miktarı,
- Operasyonel güvenlik ve personelin güvenliği,
- Düzenleme Kurumları tarafından belirlenen mevzuat kriterleri,
- Maliyet.

Sökülme işlemi sırasında ve/veya sonrasında uygulanan radyoaktif dekontaminasyonun amacı nükleer santral sahasının eski haline getirilmesi, kullanılan kontamine ekipman veya malzemenin kontaminasyonun azaltılması ve tekrardan çevreye salınabilmesi için gerekli serbestleştirme limitlerinin altında kalmasının sağlanmasıdır.

Bu aşamada uygulanan radyoaktif dekontaminasyon ile ilgili olarak tezin literatür araştırması kısmında bahsedilen yöntemlerden uygun olanı tercih edilebilmektedir. Örneğin eritme yöntemi ile radyoaktif dekontaminasyon uygulaması hem kontamine parçanın aktivitesinin azaltılmasında hem de sanayi için malzemenin geri dönüşümünü sağlayarak tekrar kullanılmasının sağlanmasında kullanılabilmektedir. Burada önemli olan söküm işlemi sonrası ortaya çıkan farklı türde bileşenlerin radyoaktif dekontaminasyonu için en uygun ve uygulanabilir yöntemin belirlenmesidir. Örneğin metal malzemelerin radyoaktif dekontaminasyonu için kimyasal yöntemler hem verimli hem de kolay uygulanabilir bir yöntem olmakla birlikte beton yapıların radyoaktif dekontaminasyonunda daha çok tıraşlama, kesme gibi fiziksel yöntemler tercih edilmektedir.

2.3. Katı Parçacık Eklentili Korozyon

Bilindiği üzere boru içinde erozyon istenmeyen bir olaydır. Bu nedenle literatürde borularda istenmeyen aşınmalara neden olabilecek erozyonun modellenmesine yönelik birçok çalışma bulunmaktadır. Mansouri, Arabnejad, Karini, Shirazi ve Mclaury çalışmalarında, duvara yakın türbülans modelini ve küçük parçacıkların neden olduğu erozyonun CFD (Hesaplamalı Akışkanlar Dinamiği) modelini geliştirmiştir [25]. Hassan-Beck ve diğerleri, dirsek boru genişletici nozıl çıkışındaki ilgili alanlarda akışın erozyon üzerindeki etkisini incelemiştir [26]. Acır, Uzun ve Genç ve Genç, Uzun ve Acır, birincil soğutma sıvısına farklı türde partiküllerin eklenmesinin etkilerini araştırmıştır [27,28]. Y. Doroshenko, J. Doroshenko, Zapukhliak, Poberezhny ve Maruschak, yoğunlaştırılmış damlacıkların

hareketinin fiziksel bir görüntüsünü elde etmek için akış analizleri gerçekleştirmiştir [29]. Patil ve Bhojwani, katı parçacık erozyonunun mekanizmasını ve çeşitli faktörlerin etkisini araştırmıştır [30]. S. Kumar, Singh, P. Kumar ve Mohapatra, katı-sıvı süspansiyon nedeniyle boru hattının erozyon aşınma davranışını araştırmıştır [31].

Erozyon birçok faktöre bağlı olduğundan, evrensel erozyon denklemini kullanarak erozyon oranını tahmin etmek çok zordur. Kayma Gerilmesi Taşınması (sst), k-epsilon (k-ε) ve k-omega (k-ω), akış hızlarına ve akışkan özelliklerine büyük ölçüde bağımlı olan üç farklı türbülans denklem modelidir. Bunlara ek olarak parçacık boyutu da erozyon potansiyelini oldukça fazla etkilemektedir. Genel olarak, daha büyük parçacıklar daha büyük miktarlarda kinetik enerjiye sahipken, boru hattı malzemelerine daha küçük parçacıklarla benzer hızlarda çarpmaktadırlar [32].

Erozyon, akışın olduğu borularda önemli bir sorun olarak karşımıza çıkmaktadır. Yüzeyden malzeme kaybı nedeniyle uzun süreli kullanımlarda boru ve ekipmanların et kalınlıklarında azalmalara yol açar. Ancak bu çalışmada ele alınacak konu, borularda radyoaktif dekontaminasyon uygulamasında aşınma mekanizmasının kullanılması esasına dayanmaktadır. Bu nedenle nükleer santrallerde sökülme sonrası kontamine boruların radyoaktif dekontaminasyonunda bir akış sağlamaya ve bu akışa katı parçacıklar eklenerek aşınmanın modellenmesi çalışılmıştır. Hangi uygulamanın daha fazla aşınmaya sahip olduğunu anlamak için akış hızı, akışkan tipi, parçacık boyutu ve parçacık tipi parametreleri test edilmiş ve sonuçlar maksimum erozyon oranı değerleri dikkate alınarak karşılaştırılmıştır.

Nükleer santralde kullanılan ekipmanlarda kontaminasyon, yüzeye yakın alanlarda (mikrometre seviyelerinde) meydana gelmektedir. Bu nedenle ekipman içinde, özellikle borularda meydana gelen akışlara katı parçacıklar eklenerek erozyonun hızlandırılabileceği ve bu erozyon sonucu ekipmanın yakın yüzeyindeki kontaminasyonun ekipmandan kolaylıkla uzaklaştırılabilir olması bu çalışmanın temel amacıdır.

Bu çalışmanın literatüre en önemli katkısı, bir aşındırıcı parçacık ile yapılacak fiziksel bir radyoaktif dekontaminasyon yönteminin farklı parametreler göz önünde bulundurularak incelenmesi ve sonuçlarının paylaşılmasıdır. Böylece diğer yöntemlere göre daha kolay ve uygulanabilir bir yöntem olan aşınma mekanizmalı radyoaktif dekontaminasyon sırasında

hangi tasarım setinin en iyi sonucu verebileceği konusunda yol gösterici bir çalışma yapılmıştır. Literatürde erozyon ile ilgili birçok çalışma ve modeller mevcuttur. Geliştirilen bazı modeller ve bunların matematiksel ifadeleri aşağıda sunulmuştur.

Finnie ve McFadden tarafından sünek malzemelerin düşük geliş açılarında katı parçacık erozyonundaki hız bağımlılığı çalışılmıştır. Bu kapsamda ele alınan model Denklem 2.5'de verilmiştir [33]:

$$V = \frac{c \cdot M \cdot U^2}{4P(1+m \cdot r^2/I)} \left[cos^2(\alpha) - \left(\frac{x_0'}{U}\right)^2 \right] \quad (2.5)$$

Burada:

- V; yüzeyden kopan hacmi,
- M; aşınan parçacık kütlesini,
- m; bireysel parçacık kütlesini,
- I; parçacığın atalet momentini,
- r; ortalama parçacık yarıçapını,
- U; parçacık çarpma hızını,
- P; akış geriliminin yatay bileşenini,
- C; idealize edilmiş şekilde kesen parçacıkların kesri,
- X_0; kesme sonrası parçacık yatay hızını ifade etmektedir.

Neilson ve Gilchrist tarafından katı parçacık akışlı erozyon mekanizması üzerinde çalışılmıştır. Bu çalışmada, çok farklı fiziksel özelliklere sahip numune malzemeleri üzerinde partikül yüklü bir gaz akımının aşındırıcı etkisi için deneysel sonuçlar verilmiştir. Etki açısı, partikül şekli ve partikül hızı etkileri incelenmiş ve numune yüzeyinde partikül birikimini etkileyen parametreler sıralanmıştır. Çalışma kapsamında ele alınan teorik erozyon model Denklem 2.6, Denklem 2.7 ve Denklem 2.8'de verilmiştir [34]:

$$\alpha \leq \alpha_0 : W = \frac{M}{2}\left(\frac{V^2 cos^2(\alpha) sin(n\alpha)}{\varphi} + \frac{V sin(\alpha) - K^2}{\varepsilon}\right) \quad (2.6)$$

$$\alpha \geq \alpha_0 : W = \frac{M}{2}\left(\frac{V^2 cos^2(\alpha)}{\varphi} + \frac{(V sin(\alpha) - K)^2}{\varepsilon}\right) \quad (2.7)$$

$$E = \frac{W}{\mathrm{M}} \tag{2.8}$$

Burada:

- M; aşındırıcı parçacık kütlesini;
- W; M tarafından çarpma açısında ve V hızında üretilen aşınmış kütleyi,
- K; belirli sert malzemelerde aşınmanın meydana gelmediği yüzeye normal hız bileşenini ifade etmektedir.

McLaury ve Ahlert tarafından tarafından Petrol sahası geometrilerindeki türbülanslı dalgalanmalardan kaynaklanan katı parçacık erozyonunun tahmin edilmesine yönelik çalışma gerçekleştrilmiştir. Çalışma kapsamında hem doğrudan hem de rastgele çarpışmalardan meydana gelen erozyonu anlamak amacıyla genelleştirilmiş bir erozyon modeli geliştirilmiştir. Bu model genel olarak 3 bölümden oluşmaktadır: akış modelleme, parçacık izleme ve erozyon modellemedir. Bu kapsamda ele alınan model Denklem 2.9, Denklem 2.10 ve Denklem 2.11'de verilmiştir [35]:

$$ER = A \cdot F_s \cdot V^n \cdot f(\alpha) \tag{2.9}$$

$$\alpha \leq a\text{: } f(\alpha) = a \cdot \alpha^2 + b \cdot \alpha \tag{2.10}$$

$$\alpha > a\text{: } f(\alpha) = x \cdot cos^2(\alpha) \cdot \sin(\alpha) + y \cdot sin^2(\alpha) + z \tag{2.11}$$

Burada:

- a, b, c, w, x, y ve z; çarpma açısı fonksiyon sabitlerini,
- A = 1559HB – 0,59E-09 ise Brinell sertlik değerini ifade etmektedir.

Ahlert tarafından parçacık çarpma açısının ve yüzey ıslatmanın AISI 1018 çelik malzemesinin erozyonu üzerindeki etkileri incelenmiştir. Hava akışlı bir boruda kum erozyonun anlaşılabilmesi için deneysel bir çalışma gerçekleştirilmiştir. Özellikle ıslak

yüzeylerde erozyon oranının kuru yüzeylere oranla neredeyse iki katı olduğu sonucuna ulaşılmıştır. Ayrıca çalışma kapsmında erozyonun tahmin edilmesine yönelik ele alınan model Denklem 2.12'de verilmiştir [36]:

$$x = \frac{\mathrm{A}\cdot F_s \cdot F_p \cdot V^n \cdot m}{D_p^2 \cdot B^b} \tag{2.12}$$

Burada:

- A; sabit bir değeri,
- F_s; Kum keskinliği düzeltme faktörünü,
- F_p; duvar malzemesi penetrasyon faktörünü,
- B; malzeme Brinell Sertliği,
- n; hız üssünü,
- D_p; boru çapını,
- b; sertlik üssünü ifade etmektedir.

Salama ve Venkatesh tarafından açık deniz gaz kuyuları için erozyon hızı sınırlamalarının değerlendirmesi çalışması gerçekleştirilmiştir. Çalışma kapsamında ele alınan erozyon modeli Denklem 2.13'de verilmiştir [37]:

$$ER = \frac{S_k \cdot V^2 \cdot m}{d_{pipe}^2} \tag{2.13}$$

Burada:

- S_k; geometriye bağlı sabit bir değeri (kısa yarıçaplı dirsekler için S_k = 0,038, borula için ise S_k = 0,038'dir),
- d_{pipe}; borunun çapını,
- m; kum akış hızını,
- V; parçacık çarpma hızını ifade etmektedir.

Oka ve Diğerleri tarafından katı parçacıkların neden olduğu erozyon hasarının tahmini ve çarpma parametrelerinin oluşturulan denklem üzerindeki etkilerine yönelik çalışma

gerçekleştirilmiştir. Çalışmada herhangi bir darbe koşulunda ve herhangi bir malzeme türü için kullanılabilen, katı parçacık çarpmasının neden olduğu erozyon hasarını tahmin etmek için pratik, tahmine dayalı bir denklem önerilmiştir. Çarpma parametrelerinin bağıntılı denklem üzerindeki etkileri, çeşitli alüminyum, bakır, karbon çeliği ve paslanmaz çelik numuneler için ayrıntılı olarak incelenmiştir. Erozyon hasarının bu malzemelere olan çarpma açısına bağlılığı da tartışılmıştır. Malzeme sertliğinin açıkça temel bir parametre olduğu ve öngörü denklemlerinde darbe hızı ve darbe açısı açısından bağımlı bir değişken olması gerektiği sonucuna varılmıştır. Çalışma kapsamında erozyon hesaplamalarında kullanılan model Denklem 2.14, Denklem 2.15, Denklem 2.16 ve Denklem 2.17'de verilmiştir [38]:

$$\mathrm{E}(\alpha) = \mathrm{g}(\alpha) \cdot E_{90} \tag{2.14}$$

$$\mathrm{g}(\alpha) = \left(sin(\theta)\right)^{n_1} \cdot \left(1 + H \cdot v\left(1 - \left(sin(\theta)\right)\right)\right)^{n_2} \tag{2.15}$$

$$E_{90} = \mathrm{K} \cdot (H \cdot v)^{k_1} \cdot \left(\frac{V_p}{V}\right)^{k_2} \cdot \left(\frac{D_p}{D}\right)^{k_3} \tag{2.16}$$

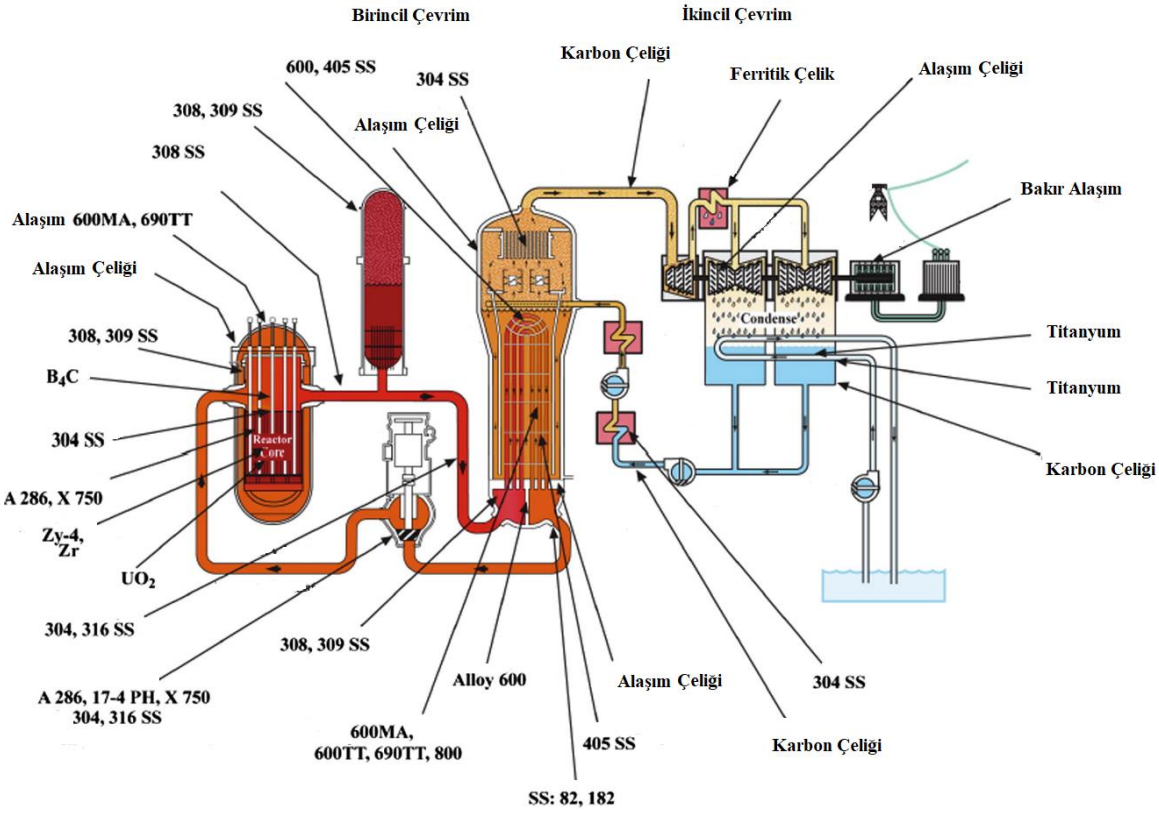
$$n_1 = s_1 \cdot (H \cdot \mathrm{v})^{q_1};\ n_2 = s_2 \cdot (H \cdot \mathrm{v})^{q_2};\ k_2 = 2.3 \cdot (H \cdot \mathrm{v})^{0.038} \tag{2.17}$$

Yukarıdaki modelde yer alan K, k_1, k_2, k_3, s_1, s_2, q_1, q_2, n_1, n_2 değerleri parçacık malzemesi ve hedeflenen malzeme için sabit ve üs değerleridir.

2.4. Problem Tanımı

Bilindiği üzere nükleer güç santralleri binlerce ekipmandan oluşan devasa enerji üretim santralleridir. Farklı amaçlara uygun ve farklı özelliklere sahip malzemeler kullanılarak üretilen ekipmanlar santralin belirli bölgelerinde kullanılmaktadırlar. Şekil 2.10'da Gelişmiş Basınçlı Su Reaktörü (APR) için birincil ve ikincil devrede yer alan güvenlik sınıfına sahip ekipmanlar ve bunların hangi malzemeden üretildiği bilgisi verilmiştir. Şekilden de anlaşılacağı üzere çoğu ekipman korozyona dirençli paslanmaz çelik malzemelerden imal edilmiştir. Ancak bazı parçalar yüksek maliyet ve bazı malzeme özelliklerinden dolayı paslanmaz olarak üretilmemekte onun yerine iç yüzeylerine paslanmaz kaplama

yapılmaktadır. Örneğin buhar üreteci düşük karbonlu çelikten üretilmektedir ancak iç tarafına kaynak işlemi ile paslanmaz çelik kaplaması gerçekleştirilmektedir.



Şekil 2.10. Birincil ve ikincil devrede kullanılan malzemeler [39]

Birincil devre, kontamine soğutucunun kullanıldığı alan olduğu için buradaki tüm ekipmanlar yoğun bir şekilde kontaminasyona maruz kalmaktadır. Özellikle soğutucunun transfer edildiği ana sirkülasyon boruları, buhar üreteci boruları ve basınçlandırıcı basınç ayarı tank bağlantı boruları en fazla kontaminasyonun görüldüğü borulardır. Bunun dışında yine acil durumlarda devreye girecek olan aktif kor soğutma sistemi boruları ve pasif kor soğutma sistemi borularının da önemli kısmı birincil devre sistem ile entegre halde bulunmaktadır.

Her ne kadar radyoaktif su birincil kapalı devre içinde dönüyor olsa da santralin normal işletme ömrü boyunca birincil devreden ikincil devreye sızma olayları gerçekleşmektedir. Bu tür sızıntılar belirli kabul değerlerinin altında normal olarak görülmekte ve hem UAEA hem de ülkelerin düzenleyici kuruluşları tarafından bu limitler belirlenmektedir [40]. Bu çevrimde de yer alan boruların büyük çoğunluğu paslanmaz çelikten imal edilmektedir. Karbon çelik olarak tasarımlanan borularda ise benzer şekilde yüzey kaplaması uygulanarak

paslanmaz çelik iç kaplamalar oluşturulmaktadır. Burada varmaya çalışılan husus dekontamine edilecek malzemenin büyük çoğunluğun paslanmaz çelikten imal edilmiş ekipman olacağıdır.

Radyoaktif dekontaminasyon için ekipman malzeme özelliklerinin yanısıra bir diğer önemli husus ise ekipmanın boyutlarıdır. Örneğin Resim 2.3'de Bangladeş Rooppur Nükleer Santraline ait birincil çevrim boru hattının bir bölümü gözükmektedir [41]. Her ne kadar tasarımdan tasarıma farklılıklar olsa da özellikle yüksek basınçda çalışan sistemlerde ana sirkülasyon boru hatları çok kalın ve büyük çaplarda olabilmektedir.



Resim 2.3. Birincil devre ana soğutma boru hattı [41]

ABD Nükleer Düzenleme Komisyonu'nun (NRC) raporunda APR tasarımları için sıcak bacak boru çapı 78,34 cm; soğuk bacakta ise 55,88 cm olarak yer almaktadır [42]. Diğer tasarımlarda da ölçütler benzerdir. Örneğin Rusya Federasyonu tasarımı olan VVER tipi reaktörlerde boru çapı 85 cm, et kalınlığı ise yaklaşık 7 cm olarak verilmektedir [7].

Kontaminasyonun görüldüğü bir diğer boru sistemi ise buhar üreteçleri içerisinde yer alan ısı değiştirici borularıdır. Binlerce borunun oluşturduğu bu sistemde boru kalınlıkları ve çapları çok düşük olmaktadır. VVER'da kullanılan bu paslanmaz çelikten imal edilmiş boruların çapları 16 mm civarında iken kalınlıkları ise sadece 1,5 mm olarak geçmektedir [7]. Resim 2.4 yukarıda özelliklerinden bahsedilen boruların buhar üreticine yerleştirilmesi işlemi sırasında çekilmiştir.



Resim 2.4. Buhar üreteci tüpleri yerleştirme işlemi [43]

Nükleer santrallerde acil durumlarda devreye giren acil kor soğutma sisteminde (ECCS) hem birincil devrede hem de birincil devre dışında yer alan bir çok boru sistemi mevcuttur. Sistemde farklılaşmalar olsa da çok yüksek olmayan çaplarda borular mevcuttur. Örneğin Song ve arkadaşları tarafından ECCS sistemine ait 21 mm çaplı borularda analizler gerçekleştirilmiştir [44].

Sonuç olarak nükleer santralde kontaminasyona maruz kalan boru hattı sistemleri için ana sirkülasyon boru hattı dışındaki borularda çap boyutları çok fazla olmamaktadır. Ayrıca kullanılan boruların nerdeyse tamamı korozyona dayançlı paslanmaz çelikten imal edilmiş veya karbon çeliği olarak üretilen ekipmanlar ise iç yüzeyleri paslanmaz kaplanarak

kullanılmaktadır. Bu sebeple bu tez çalışması kapsamında analiz gerçekleştirilmesi planlanan boru tipi ve özellikleri de bu bilgiler ışığında tasarlanmıştır.

3. MATERYAL VE METOD

Bilindiği üzere radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarının temelinde yapı ve bileşenlerin yüzeyinde veya yüzeye yakın bölgelerde yer alan kontaminasyonun giderilmesi yer almaktadır. Bu sebeple tüm yöntemler malzemeye nüfuz edecek kimyasalların kullanılması veya yüzeyi temizleyecek kesme, fırçalama, aşındırma vb. gibi fiziksel yöntemlerin kullanılmasını temel almaktadır. Bu tez çalışması kapsamında da erozyonun sebep olduğu aşındırmanın modellenmesi çalışılmıştır. Modelleme çalışması ANSYS Fluent programı kullanılarak gerçekleştirilmiştir.

Modelleme çalışmaları kapsamında modelin nispeten daha kolay kurulabileceği, ekipmanın karışık yapısından ziyade akışın sonuçlarını etkileyebilecek parametrelerin üzerine yoğunlaşabilmek amacıyla basit dirsekli bir boru ele alınmıştır. Düz boru yerine dirsekli boru seçilmesindeki amaç tezin problem tanımı bölümünde de anlatıldığı şekli ile bir nükleer santralde yer alan ECCS veya buhar üreteci gibi sistemlerinin çoğunlukla dirsek borulara sahip olması ve dirsek boruların özellikle büküm bölgelerindeki erozyon oranlarının belirgin şekilde ortaya çıkması sebebi ile karşılaştırmanın daha kolay yapılabilmesidir. Kontaminasyon yüzey veya yüzeye yakın bölgelerde meydana geldiği için ekipmanın fonksiyonu veya karmaşık yapısından ziyade yüzey özellikleri daha çok önem kazanmaktadır.

Çalışan bir nükleer santral ele alındığında metalik ekipmanların yüzeyinde ilk önce alınması gereken bir oksit tabakası yer almaktadır. Farklı kompozisyonlara sahip malzemeler kullanılması sebebiyle de her ekipman yüzeyinde farklı tip oksit ve her bir oksidin de farklı bileşikleri yer alabilmektedir. Eğer kimyasal bir yöntem ile işlem yapılsaydı öncelikle bu oksidi çözebilecek ve daha sonra gerekirse malzemeye de nüfuz edebilecek kimyasalların kullanılması gerekirdi. Ancak bu tez çalışması kapsamında ele alınan konu erozyonun aşındırma özelliğini kullanmak olduğu için yüzeydeki oksit tabakası veya malzemenin özellikli kompozisyonları göz önünde bulundurulmamıştır.

3.1. CFD Modelleme

Hesaplamalı akışkanlar dinamiği (CFD) genel olarak ısı transferi, akışkan dinamiği ve kimyasal reaksiyonları içeren sistemleri analiz etmek için bilgisayar tabanlı simülasyonları

kullanan bir yöntem olarak tanımlanmaktadır. CFD, geniş bir mühendislik yelpazesinde kullanılabilmektedir. Örnek olarak kullanım alanlarından bazıları aşağıda verilmiştir:

- Enerji alanında yanma hesaplamalarında, gaz türbini veya içten yanmalı motorlarda,
- Otomototiv ve uçak endüstrisinde kaldırma ve sürtünme kuvveti hesaplamalarında, aerodinamik hesaplamalarında,
- Bina içi ve dışı ortamlarda, havalandırma, ısıtma ve rüzgar yükü hesaplamalarında,
- Gemi hidrodinamiğinde,
- Çevre mühendisliğinde atık suların ve kirleticilerin dağıtımında kullanılmaktadırlar.

CFD yöntemleri, 1960'ların başından beri hem endüstriyel hem de endüstriyel olmayan alanlarda uygulanmaktadır. Üretim aşamalarında kullanıldığı gibi özellikle araştırma ve geliştirme alanlarında yaygın kullanıma sahiptir. Zamanla yüksek performanslı ve kullanıcı dostu formatlara sahip bilgisayarların geliştirilmesi ve ekonomik anlamda da ulaşılabilir olmasıyla CFD kullanımının yaygınlaşmasının önünü açmıştır. Deneysel tasarım ve uygulamalarla karşılaştırıldığında CFD'nin akışkan sistemlerin tasarımına ilişkin birçok avantajı bulunmaktadır. Başlıca avantajlarından bazıları aşağıda verilmiştir:

- Deneysel anlamda araştırması zahmetli sistemlerin (Örn. büyük sistemler gibi…) test edilmesinde ve tasarlanmasında kolaylık sağlaması,
- Tasarlanacak veya test edilecek sistemlerde maliyet ve süre anlamında azalmalar sağlaması,
- Normal çalışma koşullarının ötesinde; kazalar ve patlamalar gibi tehlikeli durumlarda sistemlerin yaşayabilirliğini test etme kabiliyeti,
- Test sonuçlarıyla ilgili olarak neredeyse sınırsız derecede ayrıntı gibi hususlar gösterilebilir.

Yıllar boyunca, türbülans ve model türbülanslı akışlar hakkında birçok farklı soruyu yanıtlamak için birçok farklı teknik önerilmiş ve benimsenmiştir, bunlardan bazıları analitik, deneysel veya sayısal modellemelerdir. Sayısal modelleme yaklaşımında, CFD kodlarında birçok türbülans modeli mevcuttur. Bunlar arasında Spalart-Allmaras, Karışım uzunluğu, İki denklem (k−ε, k−ω ve k−kl), Reynolds gerilimi, Ayrılmış Girdap Simülasyonu ve Büyük Girdap Simülasyonu modelleri bulunmaktadır.

Türbülans akışlarda mevcut küçük ölçekte ve yüksek frekansa sahip dalgaların modellemesi hesaplamalar açısında engel teşkil edeceğinden zaman ortamalı metotlar geliştirilmiştir. Bu tür küçük ölçekteki türbülanslı davranışın Navier-Stokes denklemleri tarafından açıkça hesaplanmasına gerek duyulmadan tüm türbülanslı akışın modellenmesi amacıyla transport denklemleri çözülmekte ve modellemeyi daha pratik hale getiren Reynolds ortalama Navier Stokes modelleri olarak adlandırılmaktadır. Burada standart Navier Stokes denklemlerinden farklı olarak akış değişkenlerinin zaman ortalamalı değerler ile değişikliği durumunda Reynolds ortalamalı Navier-Stokes denklemi Denklem 3.1'deki şekli ile elde edilebilmektedir:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho u_i) + \frac{\partial}{\partial x_j}\left(\rho \partial_i \rho \partial_j\right) = \frac{\partial p}{\partial x_i} + \frac{\partial}{\partial x_j}\left[\mu\left(\frac{\partial u_i}{\partial x_j} + \frac{\partial u_j}{\partial x_i} - \frac{2}{3}\delta_{ij}\frac{\partial u_l}{\partial x_l}\right) + \frac{\partial}{\partial x_j}\left(-\rho\overline{\acute{u}_l \acute{u}_j}\right)\right] \tag{3.1}$$

İyi bir türbülans kapatma modelinin uygulanması basit olmalı ve geniş uygulanabilirliğe sahip olmalıdır. Launder tarafından geliştirilen standart k−ε modeli diğer iki denklemli türbülans modelleri arasında çeşitli mühendislik amaçları için en kapsamlı ve başarılı pratik uygulanabilirliğe sahiptir [45]. k−ε modeli aynı zamanda en doğrulanmış ve en basit türbülans modeli olarak da ortaya çıkmaktadır [46]. ANSYS Fluent kullanan iki model varyantı k−ε modeli ve gerçekleştirilebilir k−ε modeli Denklem 3.2 ve Denklem 3.3'de verilmiştir [47]:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho k) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho k u_i) = \frac{\partial}{\partial x_j}\left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_k}\right)\frac{\partial k}{\partial x_j}\right] + G_k + G_b - \rho\varepsilon - Y_M + S_k \tag{3.2}$$

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho \varepsilon) + \frac{\partial}{\partial x_i}(\rho \varepsilon u_i) = \frac{\partial}{\partial x_j}\left[\left(\mu + \frac{\mu_t}{\sigma_\varepsilon}\right)\frac{\partial \varepsilon}{\partial x_j}\right] + C_{1\varepsilon}\frac{\varepsilon}{k}(G_k + C_{3\varepsilon}G_b) - C_{2\varepsilon}\rho\frac{\varepsilon^2}{k} + S_\varepsilon \tag{3.3}$$

Burada:

- G_k; ortalama hız gradyanlarından türbülans kinetik enerji üretimini,
- G_b; kaldırma kuvvetinin neden olduğu türbülans kinetik enerji üretimini,
- Y_M, toplam dağılım hızına göre sıkıştırılabilir türbülansta dalgalanan dilatasyon katkılarına karşılık gelen değeri,
- $C_{1\varepsilon}$, $C_{2\varepsilon}$, $C_{3\varepsilon}$; sabitleri,
- σ_k, ve σ_ε; türbülans Prandtl sayılarını;

- k ve ε, S_k ve S_ε; kullanıcılar tarafından tanımlandığı şekliyle kaynak terimlerini ifade etmektedir.

$$C_1 = max\left[0{,}43, \frac{\eta}{\eta+5}\right] \tag{3.4}$$

$$\eta = S\frac{k}{\epsilon} \tag{3.5}$$

ve

$$S = \sqrt{2S_{ij}S_{ij}} \tag{3.6}$$

Burada yer alan C_μ değeri standart k-ε modelindeki gibi standart bir değer olmayıp, hesaplanması yönteminde kullanılan eşitlikler Denklem 3.7, Denklem 3.8, Denklem 3.9 ve Denklem 3.10'da verilmiştir [48]:

$$C_\mu = \frac{1}{A_0 + A_S\frac{kU^*}{\epsilon}} \tag{3.7}$$

$$U^* = \sqrt{S_{ij}S_{ij} + \Omega_{\imath J}\Omega_{\imath J}} \tag{3.8}$$

$$\Omega_{\imath J} = \Omega_{ij} - 2\epsilon_{ijk}\omega_k \tag{3.9}$$

$$\Omega_{\imath J} = \overline{\Omega_{\imath J}} - \epsilon_{ijk}\omega_k \tag{3.10}$$

3.1.1. Erozyon modeli

ANSYS Fluent'te tipik bir erozyon modeli ve varsayılan erozyon akışı dinamik modeli Denklem 3.11'de verilmiştir [47]:

$$R_{erozyon} = \sum_{p=1}^{N_{parçacık}} \frac{\dot{m_p} C(d_p) f(\alpha) v_p^n}{A_{face}} \tag{3.11}$$

Burada:

- C(dp) parçacığın bir fonksiyonunu,
- (α) parçacığın çarpma açısını;
- f (α) çarpma açısının bir fonksiyonunu,
- υp bağıl parçacık hızını,
- n bağıl parçacık hızının bir fonksiyonunu,
- Aface hücrenin duvara bakan alanını temsil etmektedir.

Model sabitlerini ve açı fonksiyonlarını içeren birçok erozyon modeli, ANSYS Fluent ile kolayca uygulanabilmektedir. Bazı erozyon modellerini açıklayan denklemler erozyon oranını açıklayan genel denklem biçiminde ifade edilmek üzere değiştirilebilir veya modifiye edilebilirler. Örneğin; Tulsa Açı bağımlı modeli Denklem 3.12'de ifade edilmektedir [49]:

$$ER = 1{,}559e^{-6}B^{-0{,}59}F_s v^{1{,}73}\ \text{f}(\alpha) \tag{3.12}$$

Denklem 3.13 ve Denklem 3.14'deki yerdeğiştirme ile Denklem 3.12 yeniden yazılabilir:

$$v^{1{,}73} = v^{b(v)} \tag{3.13}$$

$$1{,}559e^{-6}B^{-0{,}59}F_s = C(d_p) \tag{3.14}$$

Burada:

- ER; erozyon oranını parçacığın bir fonksiyonunu,
- B; Brinell sertlik değerini
- F_s; parçacık şekli katsayısını ifade etmektedir.

Tulsa modeli keskin/köşeli kumlar için F_s değerini 1,0 olarak; yarı yuvarlak kum taneleri için 0,53 olarak; tamamen yuvarlak kumlar için ise 0,2 olarak alınmasını önermektedir. Denklem 3.15'de örnek olarak kum tarafından aşındırılan çelik malzeme için çarpma açısı fonksiyonunun bir tahmini verilmiştir [49]:

$$f(\alpha) = \begin{cases} 0 + 22{,}7\alpha - 38{,}4\alpha^2 & \alpha \leq 0{,}267\text{rad} \\ 2{,}00 + 6{,}80\alpha - 7{,}50\alpha^2 + 2{,}25\alpha^3 & \alpha > 0{,}267\text{rad} \end{cases} \quad (3.15)$$

3.1.2. Sınır koşulları

Analizler k–ε türbülans akış modelinde ve Denklem 3.11'de verilen erozyon akışı dinamik modeli kullanılarak gerçekleştirilmiştir. k–ε türbülans akış durumu ayrık faz modeli olarak belirlenmiş ve duvardaki kesme durumu kayma olmayacak şekilde ayarlanmıştır. Duvar hareketi sabit duvar olarak belirlenmiş, duvar yüzey pürüzlülüğü 0 ve pürüzlülük sabiti de 0,5 olarak programın önerdiği şekilde düzenlenmiştir.

Analizler kapsamında varolan tüm denklemler analizlere dahil edilmemiştir. Örneğin çok fazlı analizler için kullanılan çok faz modeli, radyasyon denklemleri, ısı değiştirici denklemleri, katılaşma ve erime denklemleri, akustik veya Eulerian denklemleri kapalı olarak belirlenmiş, sadece viskoz, enerji ve ayrık faz denklemleri hesaplamaya dahil edilmiştir. Benzer şekilde sıcaklığın etkisinin incelenmeyecek olması sebebi ile programa bir sıcaklık değeri girilmemiş ve ANSYS Fluent progamında sabit olarak var olan 26,9°C sıcaklık değerinde analizler gerçekleştirilmiştir.

Analizlerde enerji denklemleri açık tutulmuş, termal şart olarak ısı akısı seçilmiş ancak sıcaklık etkisinin bir parametre olmamasından dolayı ısı akısı ve ısı üretim oranı 0 olarak belirtilmiştir. Erozyon modelde ayrık faz yansıma sabitleri hem normal hem de tanjant durumu için polinom olarak, benzer şekilde çarpma açısı fonksiyonu, çap fonksiyonu ve hız üs fonksiyonu da polinom olarak belirtilmiştir.

Analizler yaklaşık 140 iterasyonda gerçekleştirilmiş ve iterasyon sayısı değişikliklerinde yakınsama miktarları benzer olmuştur. Her bir analiz için yakınsama değerleri 10^{-6} civarında meydana gelmektedir. Gerçekleştirilen tüm analizler aynı dirsek boruda ele alındığı için tek bir ağ yapısı oluşturulmuş ve ağ yapısı üzerinden sınır koşulları ve hücre bölgesi koşulları değiştirilerek analizler gerçekleştirilmiştir.

Sürekli fazın genel matematiksel formülü, kütlenin korunumu ve momentumu içeren koruma denklemleridir ve bu denklemler Navier Stokes denklemleri ile

açıklanabilmektedirler. Kütlenin korunumu genel denklemi, akışkan elemanı için kütle dengesi denklemi ile ilişkili olup Denklem 3.16'da verilmiştir [47]:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_i \alpha_i) + \nabla.(\rho_i \alpha_i V_i) = 0 \tag{3.16}$$

Burada:

- α; hacim fraksiyonunu,
- i; faz sayısını (katı, sıvı ve gaz),
- ∇; miktarın tüm yönlere göre kısmı türevini,
- ER; erozyon oranını parçacığın bir fonksiyonunu,
- B; Brinell sertlik değerini,
- F_s; parçacık şekli katsayısını ifade etmektedir.

Momentumun korunumunun genel biçimi, bir sıvı parçacığının momentum değişim hızının, o parçacığa etki eden kuvvetlerin toplamına eşit olduğunu açıklamaktadır. Denklem 3.17 ve Denklem 3.18'de momentum korunumunun genel denklemi ifade edilmiştir [47]:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\rho_i \alpha_i V_i) + \nabla.(\rho_i \alpha_i V_i V_i) = -\alpha_i \nabla \mathrm{p} + \nabla.[\alpha_i(\tau_i + \tau_i^t) + \rho_i \alpha_i g + M_i] \tag{3.17}$$

$$\nabla.[\alpha_i(\tau_i + \tau_i^t)] = \nabla.[\alpha_i \mu_i(\nabla V_i + (\nabla V_i)^T)] \tag{3.18}$$

Burada:

- α; hacim fraksiyonunu,
- i; faz sayısını (katı, sıvı ve gaz),
- τ_i; moleküler gerilimi,
- τ_i^t; türbülans gerilimini;
- M_i; hacim başına fazlar arası momentum değişimini ifade etmektedir.

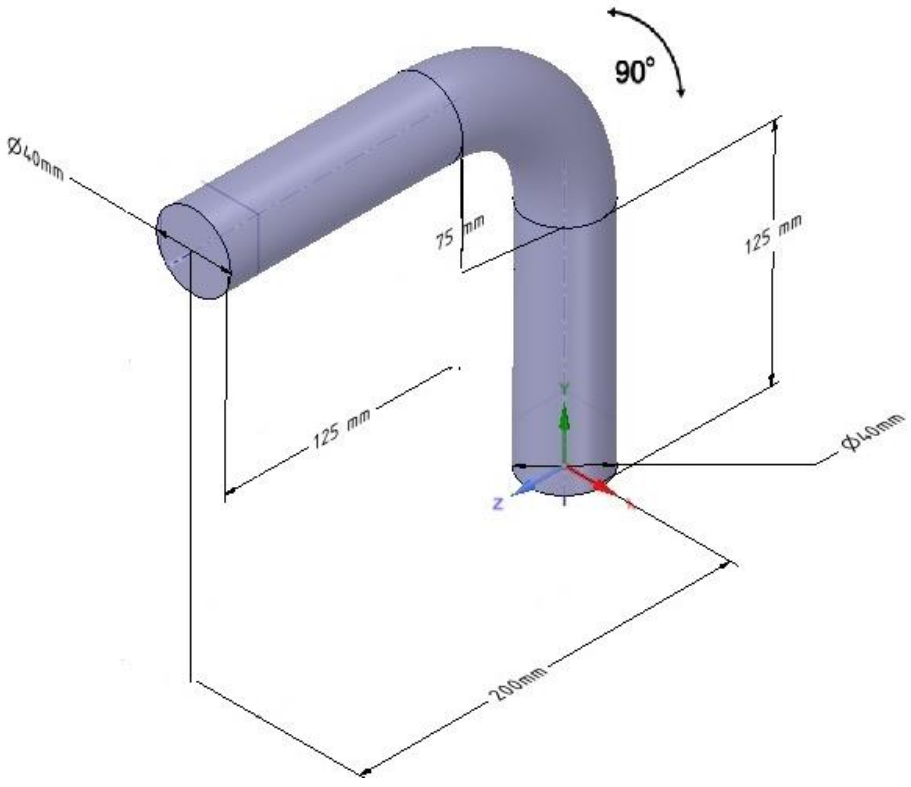
ANSYS Fluent programında akışkan, malzeme ve aşındırıcı parçacık özellikleri Çizelge 3.1'de verilmiştir.

Çizelge 3.1. Akışkan, aşındırıcı parçacık ve boru malzemesinin fiziksel özellikleri

Akışkan			
	Su	*Metan*	*Hava*
Yoğunluk (kg/m^3)	998,2	0,6679	1,225
Viskozite (kg m^{-1} s^{-1})	0,001003	1,087e-05	1,7894
Malzeme (Çelik)			
Yoğunluk (kg/m^3)	8030		
Katı Parçacık			
	Çelik	*Seramik*	*Ahşap*
Yoğunluk (kg/m^3)	8030	2872	700

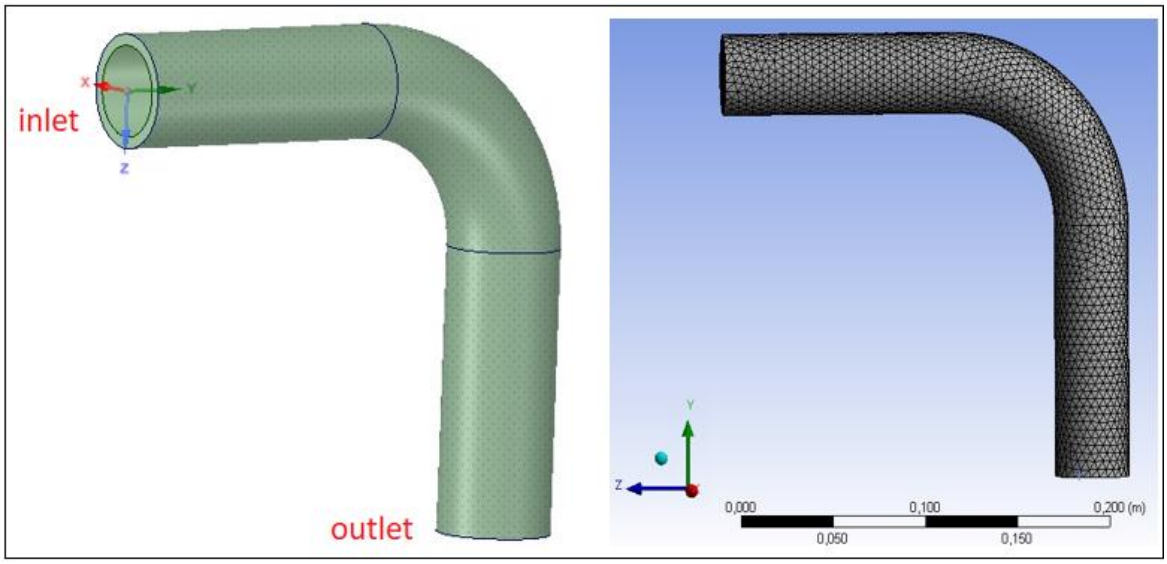
3.2. Model Geometrisi ve Ağ Yapısı

Nükleer santrallerin birincil çevrimlerinde yer alan ana sirkülasyon boru hatlarının veya buhar üreteçleri içerisinde yer alan tüplerin radyoaktif dekontaminasyonununda kullanılması muhtemel bir analiz çalışması gerçekleştirmek amacıyla yuvarlak dirsekli bir boru ele alınmıştır. Buna yönelik olarak 3 boyutlu (3D) modeller ANSYS SpaceClaim programı kullanılarak yapılmıştır. Şekil 3.1'de dirsek borunun boyutları, Şekil 3.2'de ise boyutsal modeli ve akışın giriş ve çıkış yönleri görülebilmektedir.



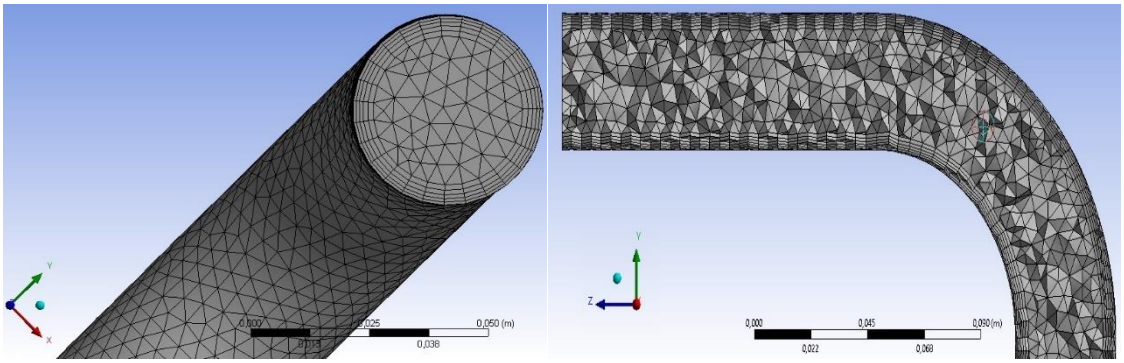
Şekil 3.1. Analiz gerçekleştirilen dirsek borunun boyutları

Analizde kullanılacak dirsek borunun boyutları belirlenirken tezin Literatür Araştırması bölümünde problem tanımı başlığı altında yer alan hususlar dikkate alınmıştır. Örneğin santralde kullanılan ve kontaminasyona maruz kalan boruların büyük çoğunluğunun paslanmaz çelik olması veya karbon çeliği ya da alaşımlı çelikten üretilen boruların da iç yüzeylerinin korozyon direnci yüksek paslanmaz malzeme ile kaplanmasından dolayı analizde tasarlanan dirsek boru da paslanmaz çelik olarak belirlenmiştir. Ayrıca çizimin simetrik olmasına dikkat edilmiş ve çap veya boyutlarda önemli farklılıklardan uzak durulmaya çalışılmıştır. Örneğin akışın giriş ve çıkış çapları aynı tutulmuş ve dirsek boru boyunca çapta bir değişiklik yapılmamıştır. Aynı zamanda giriş noktasından dirsek boruda bükümün başladığı noktaya kadar ve bükümün bittiği noktadan çıkış noktasına kadar olan düz boru uzunlukları aynı belirlenmiştir.



Şekil 3.2. Yuvarlak dirsek boru için üç boyutlu modelleme

Sonlu elemanlar yöntemine dayalı olarak hesaplamalı akışkanlar dinamiği programı ANSYS Fluent kullanılarak dirsek boru içi akış analizleri gerçekleştirilmesi amacıyla ağ oluşturma (meshleme) işlemi gerçekleştirilmesi gerekmektedir. Bu sebeple 3D model oluşturulduktan sonra Şekil 3.3'de görüleceği üzere ANSYS Workbench programı kullanılarak ağ oluşturma işlemi gerçekleştirilmiştir. Gerçekleştirilen ağ oluşturma işlemine yönelik detaylar ise Çizelge 3.2'de verilmiştir.



Şekil 3.3. Dirsek boru modeli ağ yapısı

Çizelge 3.2. Ağ oluşturma işleminin detayları

Element Sayısı	50761
Düğüm Sayısı	18894
Katman Sayısı	5
Element Boyutu	0,617 mm

Literatürde katı parçacık eklentili erozyonun modellenmesine yönelik çalışmalar incelendiğinde her zaman öngörülen erozyonun gerçekleşmesine yönelik tasarım anlamında hangi değişikliklere gidilmesi, muhtemel meydana gelecek et kalınlığındaki incelmeler göz önünde bulundurularak erozyonun nasıl azaltılacağı veya uygun et kalınlığının hangi değerde olması gerektiği gibi analizlere rastlanılmaktadır. Bu çalışmayı onlardan ayıran en önemli özelliği ise erozyonun miktarını artırmaya yönelik en uygun parametrelerin belirlenmeye çalışılmasıdır.

3.3. Akışın Modellenmesi

Erozyonu etkileyen birçok faktör bulunmaktadır. Bunlar çok çeşitli olmakla birlikte en önemli olanları: akışkan hızı, akışkan tipi, parçacık boyutu ve tipi, sıcaklık ve akış oranı gibi düşünülebilir. Bu çalışma kapsamında yukarıda sayılan parametrelerden sadece sıcaklık ve akış oranı değerlendirmeye alınmamıştır. Bunun da en büyük sebebi, literatür araştırmaları incelendiğinde bu iki faktörün değiştirilmesinin sonuçlarda gözle görülür önemli bir değişikliğe sebep olmamasıdır.

Ağ oluşturma işlemi analizin doğru yapılması açısından önem arz etmektedir. Özellikle analizin yüzeye yakın bölgelerde daha detaylı sonuçlar vermesi açısından kullanılan element

boyutlarında ve katman sayılarında literatür ile benzer veya daha tutucu değerler baz alınmıştır.

Ağ oluşturma işleminden sonra akış analizinde kullanılacak parametreler programa girilmiş ve her biri için farklı analizler gerçekleştirilmiştir. Farklı akışkan hızları (10, 25, 40 m/s), farklı akışkan türleri (su, hava ve metan), farklı tipte aşındırıcı parçacıklar (çelik, seramik ve ahşap) ve son olarak farklı boyutlarda küresel aşındırıcı parçacıklar (1, 2, 3 mm çap olarak) analizlerde kullanılmıştır. Maksimum erozyon oranı açısından erozyon analizini araştırmak için kullanılan parametreler Çizelge 3.3'de verilmiştir.

Çizelge 3.3. Erozyon analizi için kullanılan parametreler

	Akışkan Hızı (m/s)	Akışkan Tipi	Parçacık Tipi	Parçacık Boyutları (mm)
Analiz 1	40	Hava	Çelik	3
Analiz 2	40	Metan	Çelik	3
Analiz 3	40	Su	Çelik	3
Analiz 4	40	Su	Ahşap	3
Analiz 5	40	Su	Seramik	3
Analiz 6	40	Su	Çelik	1
Analiz 7	40	Su	Çelik	2
Analiz 8	10	Su	Çelik	3
Analiz 9	25	Su	Çelik	3

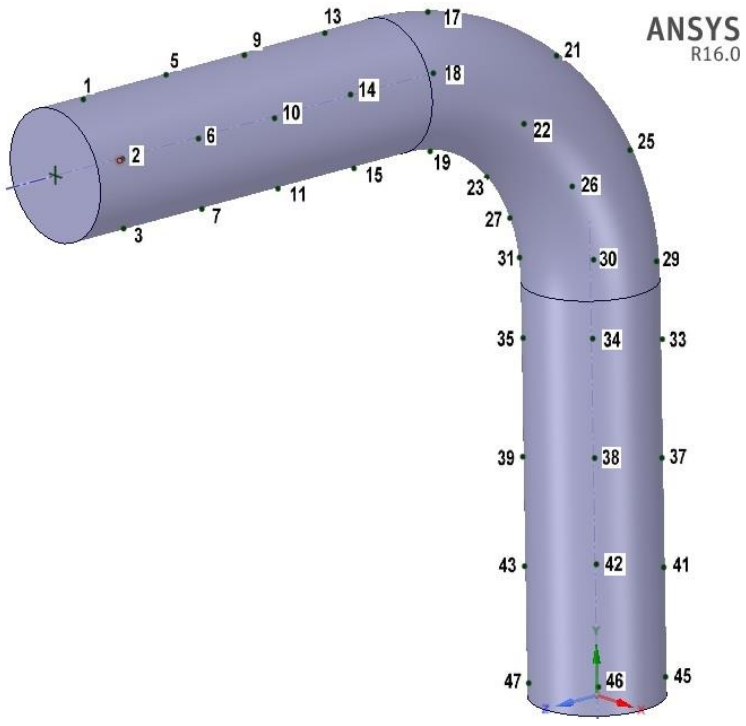
Analizlerde bu parametrelerin seçilmesinde en önemli etken en yüksek erozyonun en kolay uygulanabilir hangi modelde olduğunu anlamaya çalışmaktır. Örneğin akışkan türü olarak hava, metan veya su seçilmiştir. Burada hava ve su seçilmesinde en önemli sebep işleminin uygulanabilirliğinin kolay olmasıdır. Hava seçildiği durumlarda aşındırıcı parçacıklar basınçlı kuru ortamda sistemde dolaştırılmakta; su seçilen durumlarda ise hâlihazırda nükleer santrallerin büyük çoğunluğunda soğutucu olarak kullanılan suya parçacık eklentisi ile aslında uygulamaya yönelik bir yöntem geliştirilmeye çalışılmıştır. Metan gazı ise hâlihazırda literatürde birçok araştırmada incelenmiş ve havaya göre daha iyi sonuçlar veren bir yöntem olarak ortaya çıkmaktadır. Örneğin Marrah erozyon modellemesinin ANSYS Fluid dinamikleri kullanılarak gerçekleştirdiği bir çalışmasında akışkan olarak metan seçilen durumdaki erozyon etkilerini incelemiş ve hava kullanılma durumuna kıyasla daha yüksek erozyona sahip olduğunu belirtmiştir [32]. Benzer şekilde Abdulla petrol ve gaz borularında kumun sebep olduğu erozyonun modellemesi çalışmasını gerçekleştirmiş ve akışkan olarak havanın dışında metan kullanmıştır [50].

Sisteme parçacık eklenmesindeki en önemli amaç erozyonun hızlandırılmasıdır. Literatürdeki çalışmaların birçoğu genellikle mevcut termik, nükleer veya endüstriyel santrallerde akış içerisinde istenmeyen parçaların kum, kireç vb. gibi erozyona etkisinin incelenmesine yöneliktir. Ancak bu çalışmada parçacıklar bilerek akışa eklenmekte ve korozyon artırıcı özelliğinin kullanılması öngörülmektedir. Bu sebeple hem uygulanması açısından kolay hem de erozyonu en çok artıracağı öngörülen malzemeler seçilmiştir. Tezin literatür çalışmalarında da bahsedildiği üzere bazı aşındırma ile fiziksel radyoaktif dekontaminasyon yöntemlerinde fındıkkabuğu vs. gibi malzemelerin de kullanıldığından bahsedilmektedir. Bu amaçla aşındırıcılardan birisi hem kolay bulunabilmesi hem de sonuçlarının karşılaştırılabileceği malzeme olan ahşap parçacıklar olarak seçilmiştir. Seramiklerin kullanılması da benzer sebeplerdendir. Literatürde özellikle kum erozyonun incelendiği onlarca çalışma mevcuttur. Özellikle yüksek sertlik özelliğine sahip dolomit gibi seramik parçaların erozyonun artırılmasına yönelik önemli etkileri mevcuttur. Çelik bilyelerin seçilmesindeki en önemli sebep ise hem yüksek oranda erozyona sebep olacak olması hem de radyoaktif dekontaminasyon sonrası ikincil atık olarak ortaya çıkacak kontamine çelik bilyelerin tekrardan radyoaktif dekontaminasyonun kolay olmasıdır. Çünkü çelik parçacıkların elektrik iletkenlenliğinden dolayı elektrokimyasal yöntemlerle tekrardan dekontamine edilmesi diğer parçacık türlerine kıyasla çok daha kolay gerçekleştirilebilmektedir.

En son belirlenen parametre ise akışkanın hızıdır. Burada da farklı hızlarda akışkan kullanımının erozyon üzerinde etkisi incelenmeye çalışılmıştır. Normalde işletmede olan bir santralde borularda çok daha yüksek hızlarda akış meydana gelmektedir. Eğer işletme sırasında bir radyoaktif dekontaminasyon söz konusu ise mevcut akış hızları veya birincil çevrim pompaları ile sağlanacak akış hızları bu tez kapsamında belirlenen akışların zaten çok üzerinde olacaktır. Burada nispeten daha düşük değerlerin kullanılmasının sebebi sökülme sonrası ayrıca ekipman veya malzeme için yapılacak radyoaktif dekontaminasyonun gerçek anlamında bir simülasyonunu gerçekleştirmek için düşünülmüştür. Örneğin, Marrah çalışmasında bu tezdeki çalışmaya benzer akışkan hızları (20, 25, 30, 35 ve 40 m/s) kullanarak erozyonun etkisini incelemiştir [32].

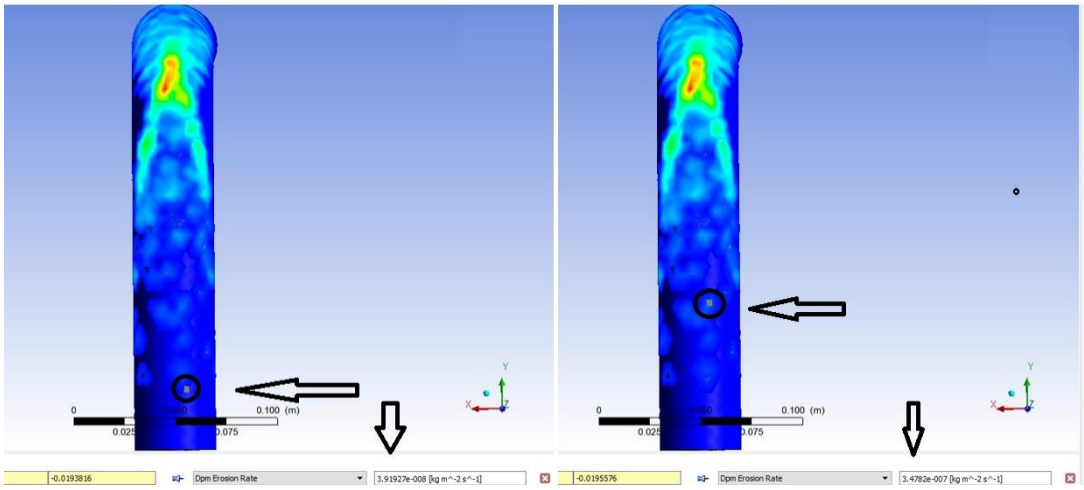
Bu çalışmada, farklı parametrelerle analiz edilen erozyon modellerini karşılaştırmak için maksimum erozyon oranları kullanılmıştır. Fiziksel radyoaktif dekontaminasyon için uygulanacak en yüksek erozyon oranına sahip modelin belirlenmesi; bu çalışmanın temelini

oluşturmaktadır. Ancak belirlenen maksimum erozyon değerleri lokal bölgelerde meydana gelen erozyonun sonuçlarını ifade etmektedir. Bu değerlerin karşılaştırılarak en iyi parametreler sistemi hangisi ise onun seçilmesi sağlanmıştır. Ancak bir ekipmanın veya dirsek borunun tamamının radyoaktif dekontaminasyonu düşünüldüğünde maksimum erozyon değerinden ziyade ortalama erozyon değerlerinin kullanılması gerekmektedir. Bunu ANSYS Fluent programı ile hesaplamanın farklı yolları vardır. Örneğin ANSYS Fluent'in tam lisans kapsamında mevcut olan MDM modülü kullanılarak dirsek borunun zamana bağlı erozyon oranındaki değişimleri tespit edilebilmektedir. Bu tez kapsamında gerçekleştirilen çalışma aslında zamandan bağımsız erozyon oranlarını kg m^{-2} s^{-1} cinsinden vermektedir. Zamanla erozyondaki değişim yukarıda bahsedilen modülün satın alınması ile tespit edilebilmektedir. Ancak mevcut imkânlar bünyesinde sadece limitli bir lisans kapsamı olması sebebi ile zamana bağlı değişimi ölçebilecek farklı bir metot geliştirilmiştir. Bunun için dirsek borudaki tek bir noktadaki maksimum erozyon değerinin yerine bir dirsek boru için eşit aralıklarla belirlenmiş farklı 48 noktadan değerler alınmıştır. Değer alınan noktalar şekil 3.4'de verilmiştir. Bu noktalardan alınan değerler tezin sonuçlar ve tartışma bölümünde verilmiştir.



Şekil 3.4. Dirsek boru üzerinde değer alınan noktaların gösterimi

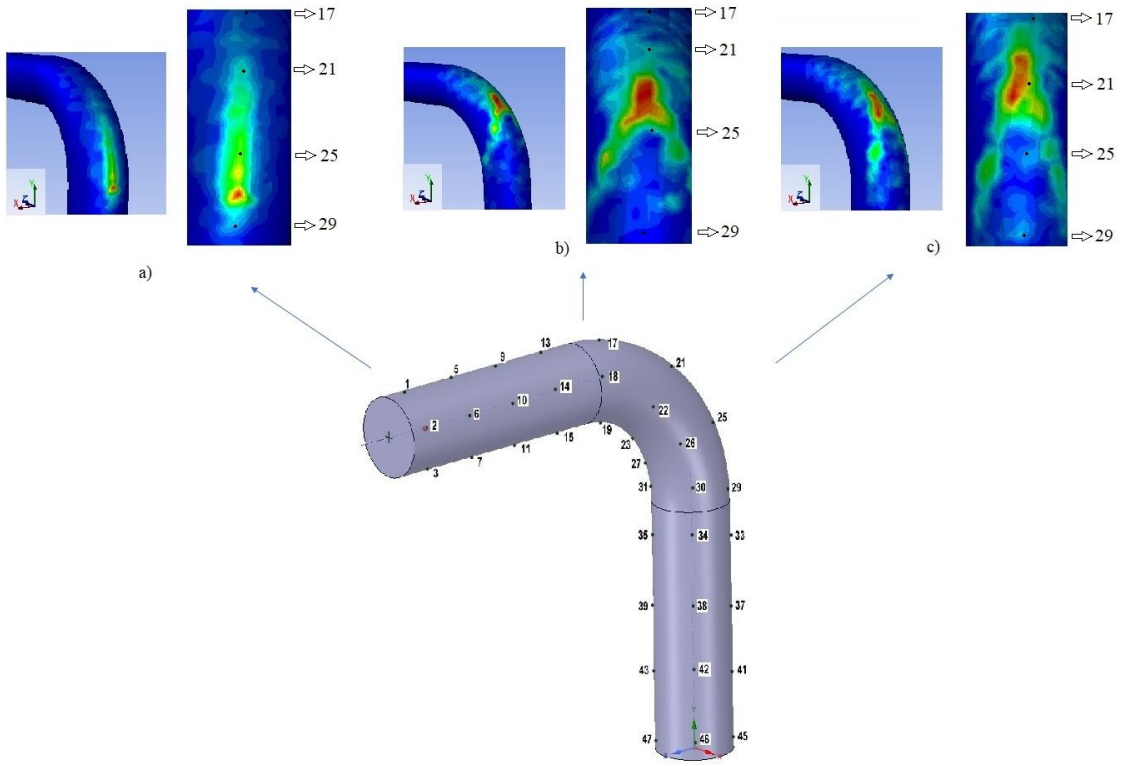
Şekil 3.5'de görüleceği üzere farklı erozyon oranlarını temsil etmek adına farklı renklendirmelerin yapıldığı konturlar yer almaktadır. Burada programın "probe" özelliği kullanılarak noktasal olarak seçilen yerlerdeki erozyon oranı öğrenilebilmektedir. Örneğin seçilen iki farklı noktaya ait erozyon oranı değerleri şekil 3.5'de verilmiştir.



Şekil 3.5. ANSYS Fluent programında değer alma yöntemi gösterimi

Burada kırmızı alanlar en çok erozyona maruz kalan bölgeler olmakla birlikte mavi bölgeler nispeten daha düşük erozyonun gerçekleştiği bölgelerdir. Burada dikkat edilmesi gereken husus mavi bölgelerde de nispeten daha az da olsa erozyonun meydana gelmesidir. Bu sebeple tüm dirsek boruyu kapsayacak şekilde farklı noktalardan değerler alınarak genel bir erozyon dağılımı değeri ortaya çıkarılmıştır. Tezin sonuçlar ve tartışma kısmında incelenecek olsa da alınan ortalama erozyon değerleri maksimum değerin yaklaşık %1'i gibi bir değere inmektedir.

Ortalama erozyon değeri 3 farklı analiz tasarımı için belirlenmiştir. Öncelikle 3 mm çelik katı parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip olan modelde ölçüm gerçekleştirilmiş daha sonra karşılaştırma yapmak adına en düşük erozyon oranına sahip olan 3 mm ahşap katı parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip olan model ile 3 mm çelik katı parçacık eklentili ve 40 m/s hava akış hızına sahip olan modelde de farklı 48 noktadan değerler alınarak ortalama erozyon değeri sonuçları elde edilmiştir. 3 farklı uygulama için değer alınan noktaların gösterimi Şekil 3.6'da verilmiştir.



Şekil 3.6. 3 farklı uygulama için değer alınan noktalar a) 3 mm ahşap katı parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip olan model, b) 3 mm çelik katı parçacık eklentili ve 40 m/s hava akış hızına sahip olan model, c) 3 mm çelik katı parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip olan model

4. SONUÇLAR VE TARTIŞMA

Kontaminasyon katı fazda yer alan, çözelti halinde veya gaz/buhar olarak taşınabilen bir tür radyoaktif kirliliktir. Kontaminasyona neden olan en büyük etken nükleer reaktörlerde fisyon reaksiyonları sonucu ortaya çıkan fisyon ürünlerinin ekipman yüzeylerinde (önemli oranda oksit tabakasında veya bazı durumlarda ana malzemenin yüzeye yakın derinliklerinde) birikmesi olarak düşünülebilir. Nükleer santrallerde kullanılan yapı, sistem ve bileşenler üzerinde meydana gelen kontaminasyonun giderilmesi işlemine de radyoaktif dekontaminasyon adı verilmektedir. Kontaminasyonun genellikle yüzeyde veya yüzeye yakın derinliklerde meydana gelmesi sebebi ile yapılacak radyoaktif dekontaminasyon işlemi çoğunlukla yüzey temizliğine yönelik işlemler olarak ortaya çıkmaktadır.

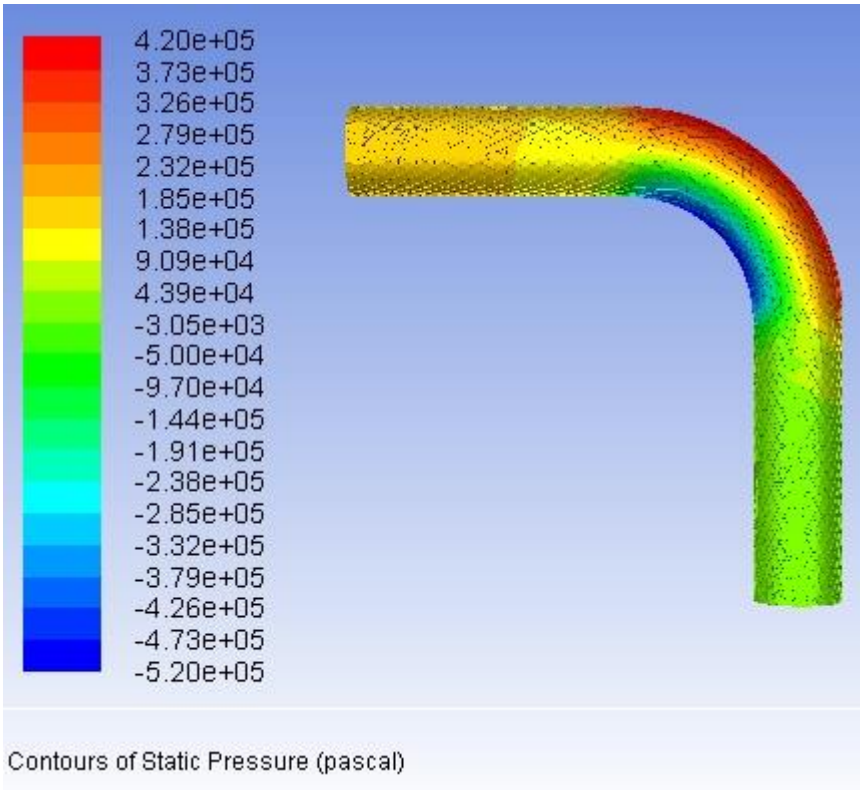
Literatürde radyoaktif dekontaminasyon amaçlı birçok uygulama mevcut olduğu ve bunlarla ilgili hususlar literatür araştırması kısmında detaylı olarak verilmiştir. Tüm bu uygulamalar kategorize edildiğinde kimyasal, elektrokimyasal veya fiziksel olmak üzere 3 tip uygulama yöntemi ortaya çıkmaktadır. Her yöntemin kendi için avantajları veya dezavantajları olmakla birlikte belirli malzeme veya ekipmanlar için sadece belirli yöntemlerin kullanıldığı uygulamalarda mevcuttur. Genel olarak kimyasal yöntemler özellikle metalik malzemelerde yüzey oksitlerini çözebilecek uygun kimyasalların kullanımı prensibine dayanmaktadır. Elektrokimyasal uygulamalarda ise elektrik akımı kullanılmasından ötürü dekontamine edilecek parçanın iletken olması gerekmektedir. Fiziksel yöntemler ise özellikle beton yapıların radyoaktif dekontaminasyonunda veya bazı yüksek poroziteye sahip parçaların kontaminasyonundan arındırılmasında kullanılmaktadır.

Uygulanacak radyoaktif dekontaminasyon yönteminin belirlenmesinde göz önünde bulundurulan önemli iki kriter yöntemin kolay uygulanabilirliği ve ortaya çıkan ikincil atık miktarıdır. Radyoaktif dekontaminasyondaki en önemli amaç bertaraf edilemeyecek boyutta ve miktardaki parçaların temizlenerek kolay bertaraf edilecek nispeten daha düşük miktardaki ikincil atıkların oluşturulması ve kontamine parçanın çevreye salınması için ülkelerin nükleer alanda düzenleyici otoriteleri tarafından belirlenmiş serbestleştirme limitlerini sağlamaktır.

Tezin literatür araştırması kısmında da bahsedildiği üzere nükleer santrallerde işletme sonrası kontamine olmuş yapı, sistem ve bileşenlerin radyoaktif dekontaminasyonu için birçok yöntem yer almaktadır. Bunları temel başlıklarda topladığımızda bu işlemler; kimyasal, elektrokimyasal veya fiziksel olarak gerçekleştirilmektedir. Her bir yöntemin kendi içinde avantaj ve dezavantajları bulunmaktadır. Örneğin, kimyasal yöntemler sadece metalik ekipmanlara uygulanabilmekte; elektrokimyasal yöntemin uygulanabilmesi için uygulanacak parçanın elektriksel olarak iletken olması gerekmekte veya betonlu yapılar için neredeyse sadece fiziksel yöntemlerin kullanılması gerektiği gibi hususlar değerlendirilmiştir. Radyoaktif dekontaminasyon işlemi, hem uzun süren hem de zahmetli ve pahalı uygulamalardır. Aynı zamanda ortaya çıkan ikincil atık miktarı ve tipi de önem arz etmektedir. Bu sebeple kullanımı hem uygun hem de verimli sonuçlar vereceği düşünülen boru içi katı parçacık eklentili akış ile radyoaktif dekontaminasyon uygulamasının etkinliğinin ölçülmesi amacıyla modelleme çalışması gerçekleştirilmiştir.

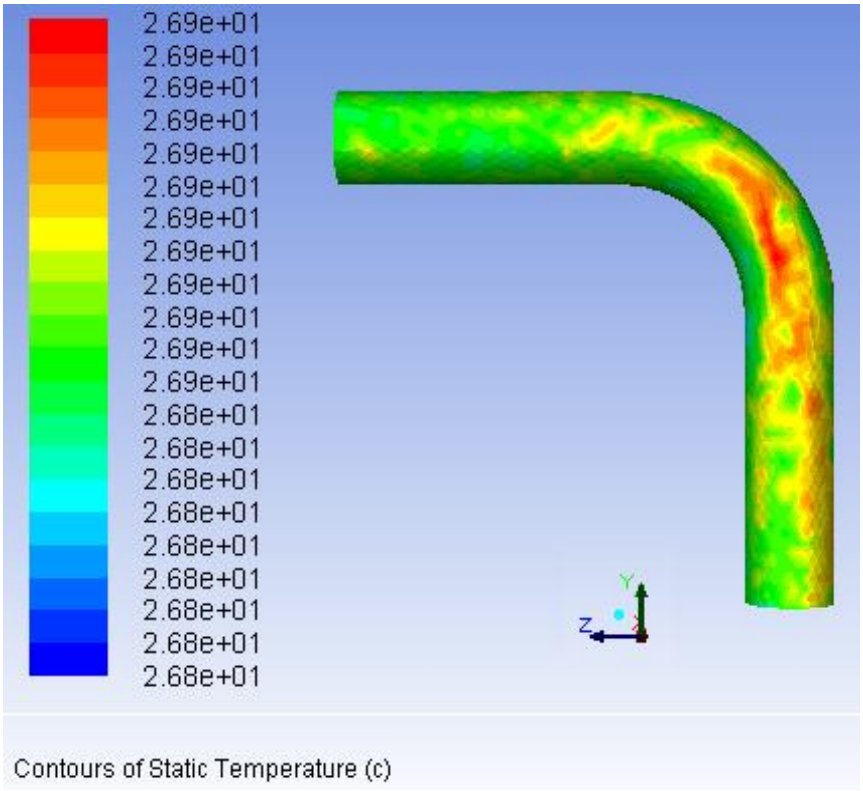
Analiz çalışmasında akışkan tipi ve hızı ile parçacık tipi ve boyutları parametre olarak belirlenmiş ve radyoaktif dekontaminasyona etkisi elde edilen maksimum erozyon miktarları hesaplanarak incelenmeye çalışılmıştır. Bunun için ilk olarak ANSYS Fluent programı yardımı ile çizimler gerçekleştirilmiş ve ağ yapısı işlemi de tamamlandıktan sonra analizler gerçekleştirilmiştir. Analizlerin gerçekleştirilebilmesi için öncelikle akış ve malzemeye yönelik tüm sınır koşullarının ve hücre bölgesi koşullarının tanımlanması gerekmektedir. Sınır koşulları, hücre bölgesi koşulları, akış ve malzeme özellikleri tanımlandıktan sonra analiz çalışması her bir parametre seti için başlatılmıştır. Sonuç olarak her bir tasarım için analiz gerçekleştirilmiş ve 10^{-6} değeri civarı bir yanılsama değeri kabul edilmiştir. Literatürdeki çalışmalara da bakıldığında bu değerler 10^{-5} ve 10^{-6} arasında yer almaktadır.

Analiz çalışmaları kapsamında tezin materyal ve method bölümünde yer alan parametreler ayrı ayrı programa girilerek analizler gerçekleştirilmiştir. Programda çıktı olarak maksimum erozyon oranını amaçlansa da aynı zamanda statik basınç değişimi bilgileri de elde edilebilmektedir. Şekil 4.1'de akışkan olarak 40 m/s akış hızında su ve 3 mm'lik çelik parçacıkların kullanılan modeldeki basınç farklılıklarını gösteren konturların mevcut olduğu ait görsel yer almaktadır.



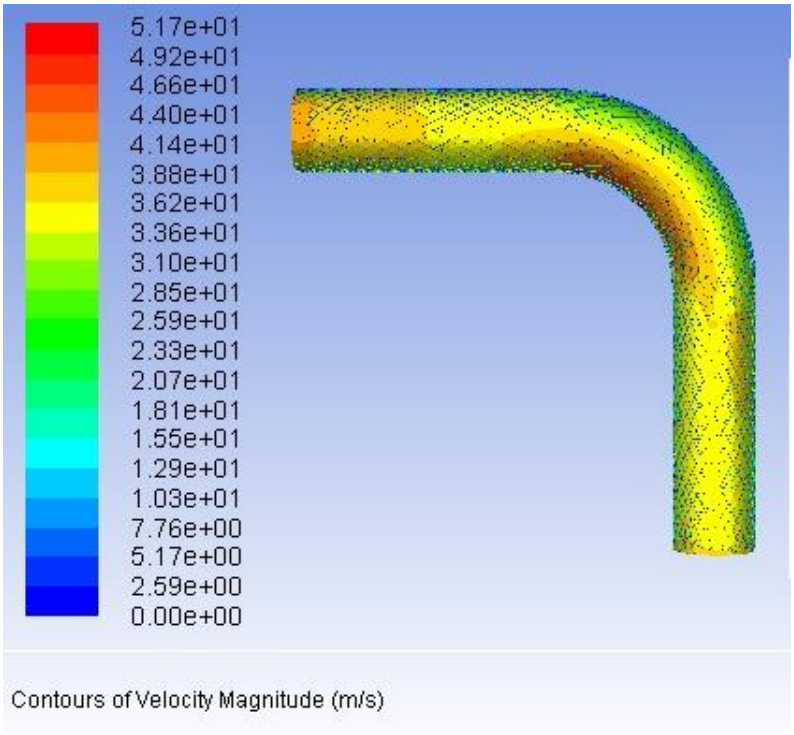
Şekil 4.1. 3 mm çelik parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip model için basınç konturları

Gerçekleştirilen analizlerde sıcaklık bir parametre olarak belirlenmemiştir. Sıcaklığın erozyona etkisi üzerine literatürde birden çok çalışma mevcuttur. Ancak diğer parametrelere kıyasla çok etkin olmaması ve özellikle akıştaki veya katı parçacıkdaki değişkenlerin etkisinin incelenmesi isteği sebebiyle analizler sabit sıcaklıkta gerçekleştirilmiştir. Bunun için bir sıcaklık değeri girilmemiş ve ANSYS Fluent progamında sabit olarak var olan 26,9°C sıcaklık değerinde analizler gerçekleştirilmiştir. Yine aynı tasarım için analiz boyunca sıcaklık değişimini gösteren grafiksel gösterim Şekil 4.2'de yer almaktadır. Görüldüğü üzere lokal olarak değişimler gerçekleşse de bu değişimler maksimum 0,1 °C gibi çok küçük bir sayı olarak ortaya çıkmaktadır.



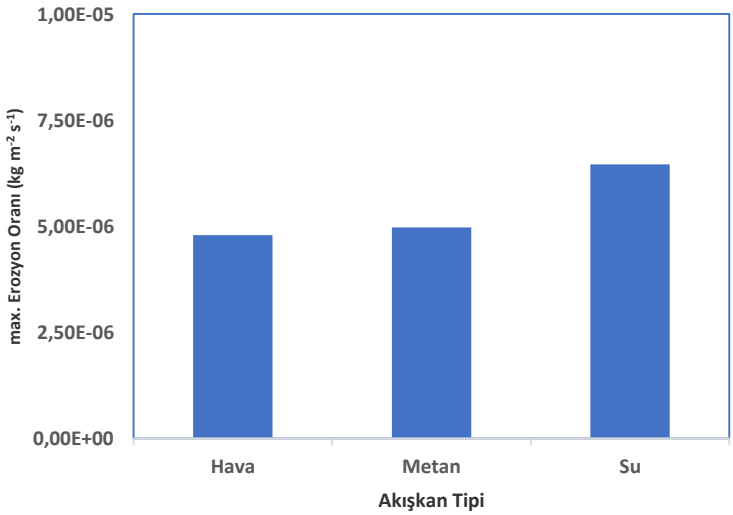
Şekil 4.2. 3 mm çelik parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip model için sıcaklık konturları

Yapılan analiz çalışmalarında akışkan hızı da bir parametre olarak belirlenmiştir (10, 25, 40 m/s). Suyun akışkan olarak belirlendiği, 40 m/s değerinde akış hızında (3 mm çelik katı parçacık eklentili) gerçekleştirilen analiz kapsamında hız değişimini veren grafiksel gösterim Şekil 4.3'de sunulmuştur. Şekil 4.3'den anlaşılacağı üzere dirsek borunun genelinde hızda çok fazla değişimler olmamış ancak lokal olarak dirsek borunun büküm olan bölgelerinde üst ve alt duvarlarda hızda farklılaşmalar meydana gelmiştir.

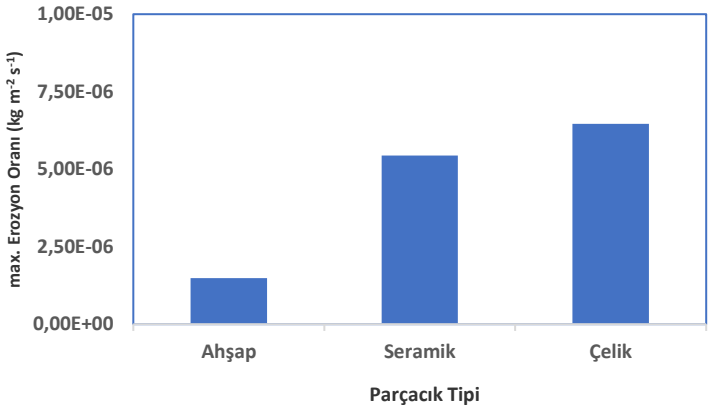


Şekil 4.3. 3 mm çelik parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip model için hız konturları

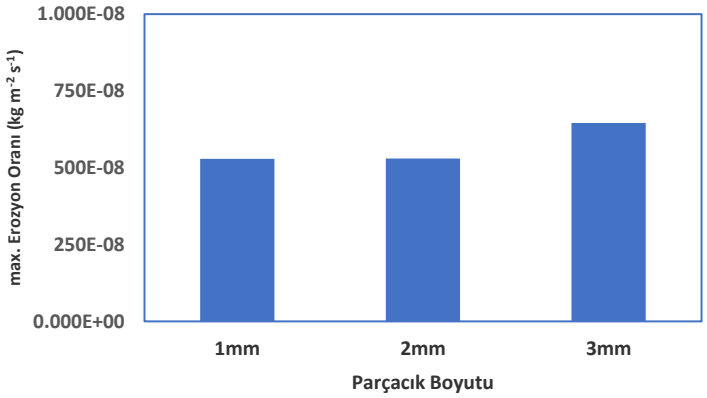
Gerçekleştirilen analizler kapsamında hız, sıcaklık ve basınç grafiksel gösterimleri bilgi amaçlı verilmiş olup, dekontaminasyon uygulamasına çok etkisi olmadığı varsayıldığı için detaylı olarak incelenmemiştir. Farklı parametreler kullanılarak elde edilen analiz sonuçlarına göre maksimum erozyon oranları Şekil 4.4, 4.5, 4.6 ve 4.7'de verilmiştir.



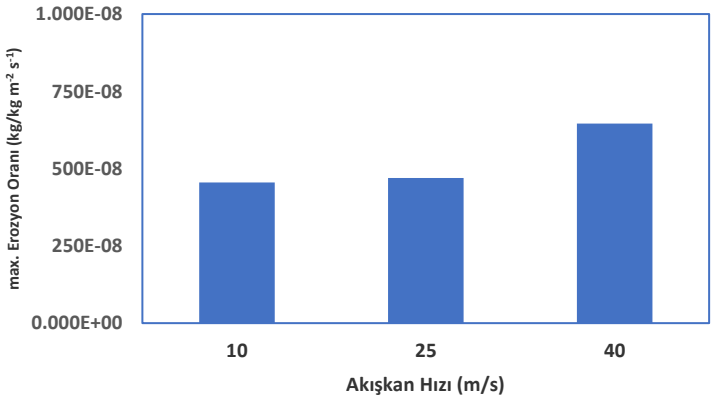
Şekil 4.4. Maksimum erozyon oranlarının 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s akış hızında farklı akışkan tipi durumundaki değişimi



Şekil 4.5. Maksimum erozyon oranlarının 3 mm parçacık eklentili 40 m/s su akış hızında farklı parçacık tipi durumundaki değişimi



Şekil 4.6. Maksimum erozyon oranlarının çelik parçacık eklentili 40 m/s su akış hızında farklı parçacık boyutu durumundaki değişimi



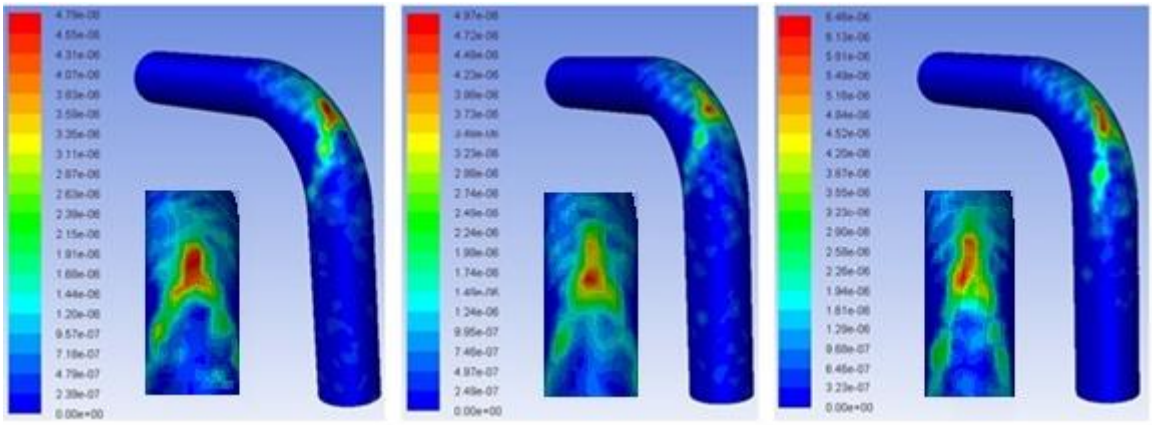
Şekil 4.7. Maksimum erozyon oranlarının 3 mm çelik parçacık eklentili su akışta farklı akış hızı durumundaki değişimi

Öncelikle farklı akışkan türlerinin erozyon üzerindeki etkileri araştırılmıştır. Şekil 4.4'de görüldüğü üzere 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s akış hızında akışkan olarak su kullanıldığında 6,46x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1}, hava ve metan kullanımında ise maksimum erozyon

oranları sırasıyla 4,79x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1} ve 4,97x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1} elde edilmiştir. Daha sonra en etkili akışkanın su olduğu belirlendikten sonra, akışkan olarak su ve aynı büyüklükteki farklı aşındırıcı parçacıklar kullanılarak analiz yapılmıştır. 3 mm parçacık eklentili 40 m/s su akış hızında aşındırıcı olarak ahşabın kullanılması en düşük erozyona neden olurken (1,49x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1}), seramik parçacıklar ile yapılan analizlerde erozyon oranı (5,44x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1}) önemli oranda artmıştır.

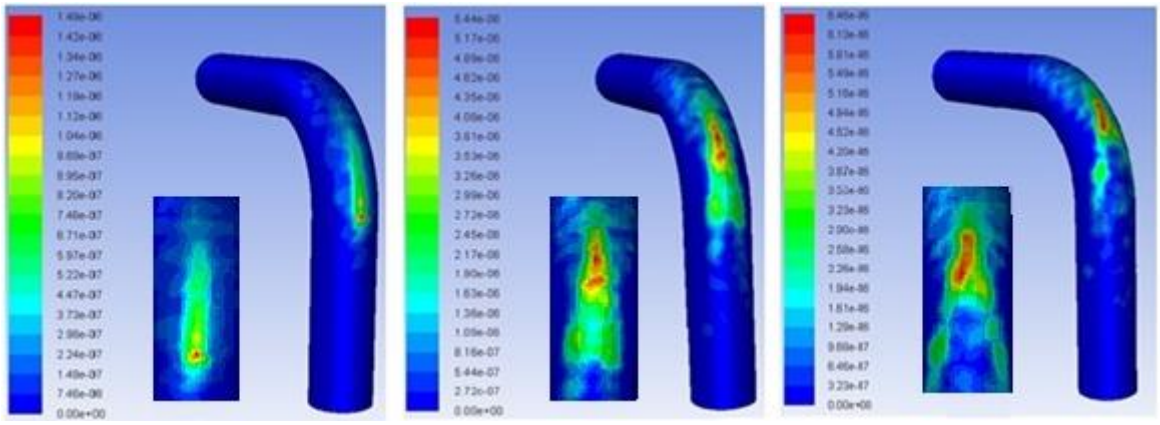
Akışkan olarak su ve aşındırıcı olarak çelik seçildikten sonra, farklı boyutlardaki aşındırıcı çelik parçacıklarının etkisi araştırılmıştır. Bu analizde çelik parçacık eklentili 40 m/s su akış hızında üç farklı aşındırıcı boyutu (1, 2 ve 3 mm) kullanılmıştır. 1, 2 ve 3 mm boyutlarındaki parçacıklar kullanıldığında maksimum erozyon oranları sırasıyla 5,29x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1}, 5,3x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1} ve 6,46x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1} olarak elde edilmiştir.

Son olarak, 3 mm çelik parçacık eklentili su akışta farklı akışkan hızları çalışılmış, 10 m/s ve 25 m/s akış hızlarında maksimum erozyon oranları sırasıyla 4,79x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1} ve 4,97x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1} olarak elde edilmişken hızın maksimum olarak alındığı 40 m/s akış hızında ise maksimum erozyon oranı olarak 6,46x10^{-6} kg m^{-2} s^{-1} değeri elde edilmiştir. Maksimum erozyon oranlarının grafiksel gösterimleri Şekil 4.8, Şekil 4.9, Şekil 4.10 ve Şekil 4.11'de verilmiştir.



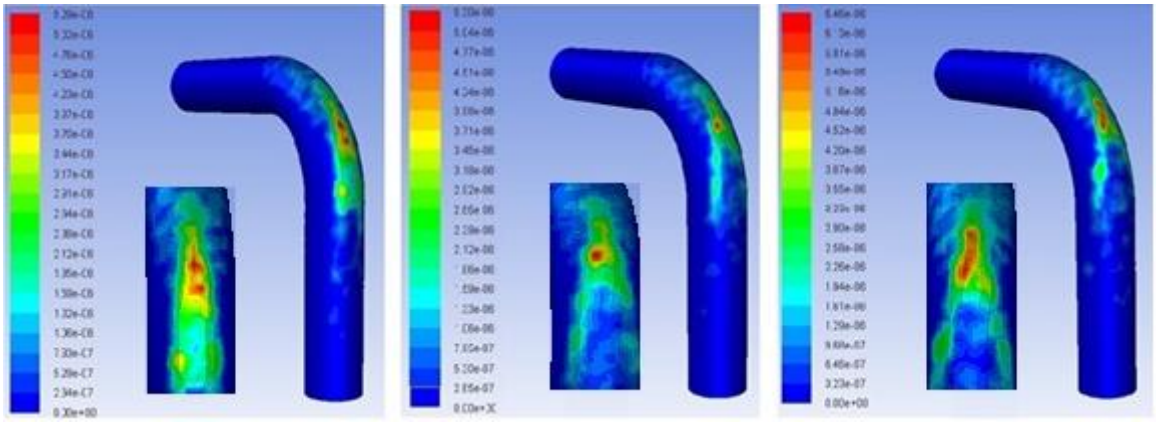
a) b) c)

Şekil 4.8. Maksimum erozyon oranları; 3 mm çelik parçacık eklentili ve 40 m/s akış hızına sahip farklı tipte akışkan olarak a) hava, b) metan ve c) su kullanılması durumu



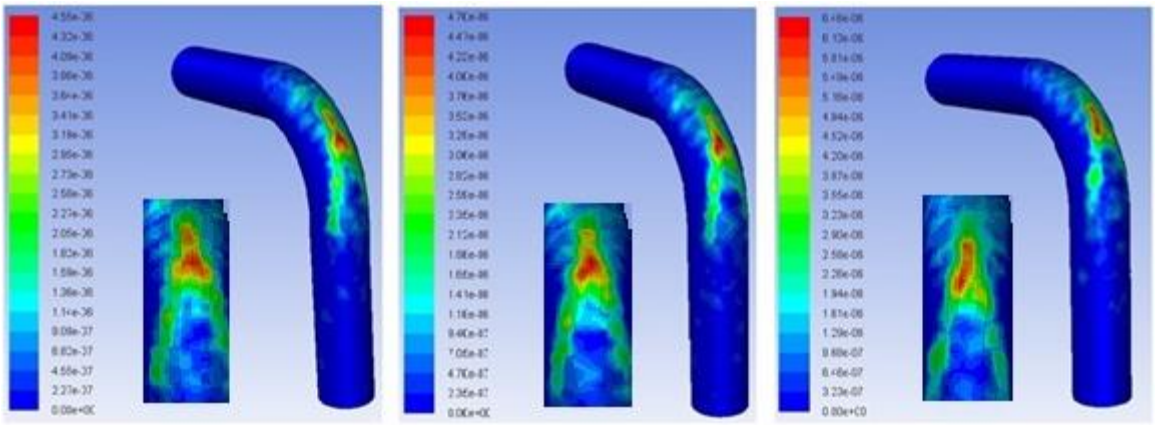
a) b) c)

Şekil 4.9. Maksimum erozyon oranları; 40 m/s akış hızında farklı tipte aşındırıcı parçacık olarak sırasıyla 3 mm'lik a) ahşap, b) seramik ve c) çelik kullanılması durumu



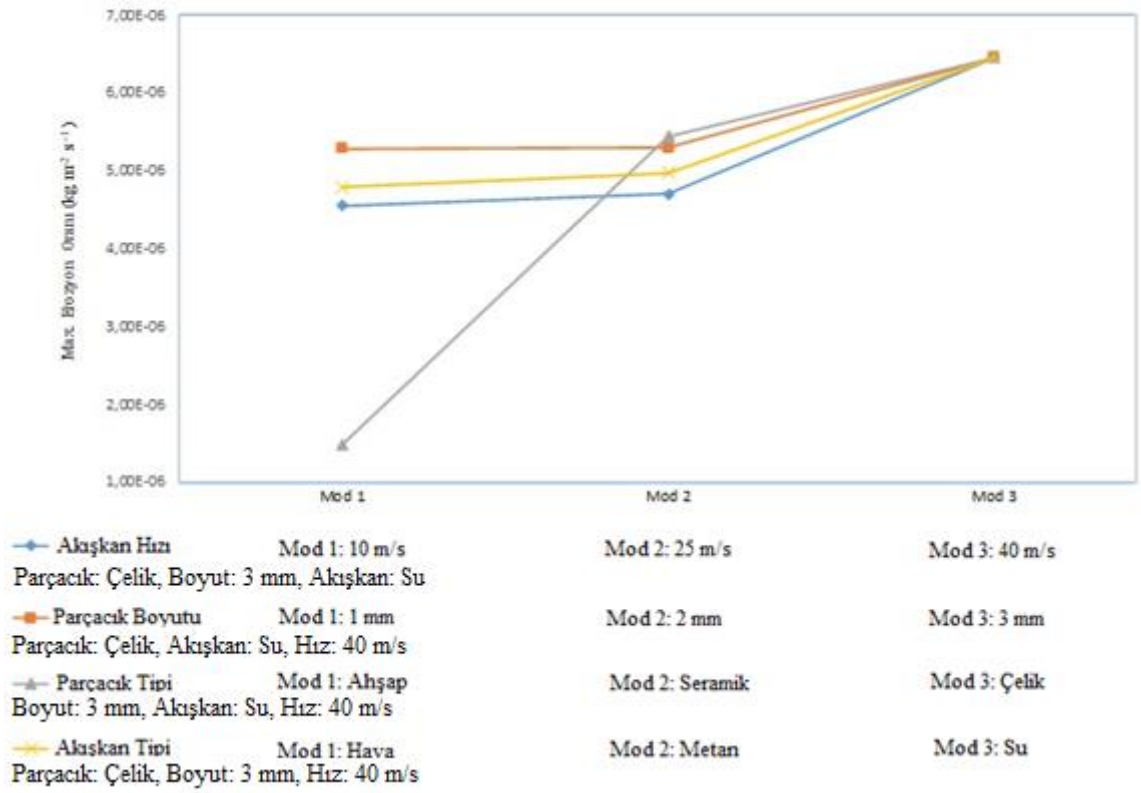
a) b) c)

Şekil 4.10. Maksimum erozyon oranları; çelik parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızına sahip a) 1, b) 2 ve c) 3 mm parçacık boyutları kullanılması durumu



a) b) c)

Şekil 4.11. Maksimum erozyon oranları; 3 mm çelik parçacık eklentili ve su akışkan olarak sırasıyla a) 10, b) 25 ve c) 40 m/s akış hızı kullanılması durumu



Şekil 4.12. Maksimum erozyon oranı üzerinde farklı parametrelerin etkisi

ANSYS Fluent'te yer alan tipik bir erozyon modeli ve varsayılan erozyon akışı dinamik modeli denklemi de incelendiğinde akışkan hızının aslında bağıl parçacık hızındaki artışa da neden olması sebebiyle erozyonu artırmaya yönelik olumlu bir etkisi söz konusudur. Programda sınır ve hücre bölgesi koşulları belirlerken akışkanın giriş hızı ile çıkış hızı arasındaki fark sıfır olarak alınmıştır. Bir başka deyişle akışkanın giriş hızının çıkış hızına eşit olduğu kabul edilmiştir. Teorik olarak belirlenen bu durum pratik uygulamalar için çok doğru değildir. Çünkü sürtünmenin de etkisi ile akış hızlarında bir miktar düşüş söz konusudur. Ancak bu değişikliğin sonuçları çok fazla etkilememesi sebebi ile akışkan giriş ve çıkış hızları sabit olarak kabul edilmiştir. Literatürdeki çalışmalar incelendiğinde akış hızının artırılması durumunda erozyonun doğru orantılı arttığına yönelik çalışmalar mevcuttur. Örneğin işletmedeki bir santral göz önünde bulundurulduğunda çok yüksek akış hızlarından söz edilebilir. Bu durumda işletme sırasında yapılacak bir radyoaktif dekontaminasyon uygulamasında katı parçacık eklentisi ile daha yüksek erozyon oranlarına ulaşılacağı aşikârdır. Ancak bu çalışma biraz da sökülme sonrası yapılacak uygulamalara yönelik olması sebebi ile çok yüksek akış hızları baz alınarak bir analiz çalışması gerçekleştirilmemiştir.

Parçacık boyutlarının erozyona etkisinin incelenmesi amacıyla da 3 farklı boyutta çelik parçacıklar ile analiz gerçekleştirilmiştir. Normalde parçacık boyutunun artması ile erozyonun artması beklenmektedir. Ancak çelik parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızında 1 ve 2 mm boyutlarındaki çelik aşındırıcılar kullanıldığında sonuçların çok fazla değişmediği gözlemlenmiştir. Analizde hata olasılığı göz önünde bulundurularak tekrar analiz gerçekleştirilmiş fakat sonuçlarda değişiklik olmamıştır. Kullanılan 1 ve 2 mm gibi değerler dirsek borunun boyutuna oranla nispeten küçük değerler olması sebebi ile yapılan değişikliğin erozyonda çok fazla artışa sebep olmayabileceği öngörülmüştür. Çelik parçacık eklentili ve 40 m/s su akış hızında 3 mm çelik küresel aşındırıcı kullanımında ise maksimum erozyonu oranı artmış ve $6{,}46 \times 10^{-6}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak ölçülmüştür.

Farklı aşındırıcı türlerinin maksimum erozyon oranı değerine etkisinin incelenmesi amacıyla 3 farklı tipte aşındırıcı kullanılmıştır. Bunlar çelik, seramik ve ahşap malzemelerdir. Literatürde yer alan radyoaktif dekontaminasyon yöntemlerinde de farklı tipte aşındırıcıların kullanımı söz konusudur. Bunla aşağıdaki gibidir [1]:

- Mineraller (manyetit veya kum),
- Çelik toplar veya Al_2O_3,
- SiC veya seramikler,
- Plastik toplar,
- Doğal ürünlerdir (fındıkkabuğu vb. gibi).

Erozyon ile ilgili literatürde yer alan makaleler incelendiğinde çoğunluğunda aşındırıcı olarak kumun etkisinin gözlemlendiği çalışmalar mevcuttur. Bunun en önemli sebebinin termik veya endüstriyel santrallerde ya da deniz kenarında kurulmuş nükleer santrallerde denizden soğutma yapıldığı durumlarda deniz kumunun kullanılan soğutucu akışta mevcut olması olarak düşünülebilir. Bu çalışmaların tamamı kumun neden olduğu istenmeyen erozyonun incelenmesine yönelik çalışmalardır. Kum, manyetit veya dolomit gibi aşındırıcılar yüksek sertlikteki aşındırıcı parçalardır. Bu tip kayaç veya minerallerin aşındırıcılığının belirlenmesinde Fransa Kömür Madenleri Araştırma Merkezi (CERCHAR) Aşınma İndeksi (CAI) değerleri baz alınmaktadır [51]. Çizelge 4.1'de bazı mineral ve kayaçların CERCHAR Aşınma İndeksi değerleri yer almaktadır.

Çizelge 4.1. Bazı mineral ve kayaçların CERCHAR Aşınma İndeksi değerleri [52]

	CERCHAR Aşınma İndeksi	Kuvarsa Göre CERCHAR Aşınma İndeksi
Kuvars	5,6-6,0	%100
Feldspat (K, Na, Ca)	4,2-4,8	%70-80
Olivin (Mg, Fe)	3,4-3,6	%50-60
Kireçtaşı, Dolomit	1,0-2,0	%17-34
Kiltaşı	0-0,25	%0-41

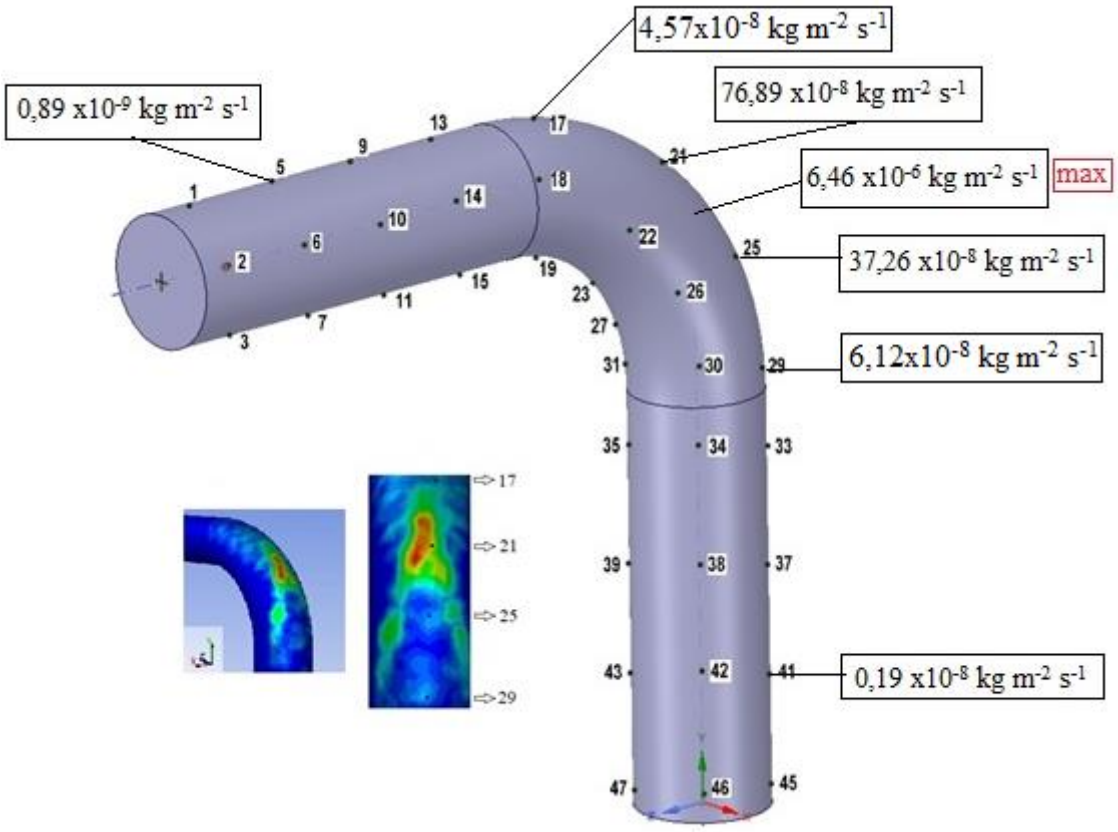
Yapılan analiz çalışmasında 40 m/s su akış hızında aşındırıcı parçacık olarak 3 mm'lik ahşap kullanımında maksimum erozyon oranı $1{,}49 \times 10^{-6}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak belirlenmiştir. Bu değer gerçekleştirilen tüm analiz sonuçları içerisindeki en düşük değer olarak ölçülmüştür. Sertlik değerinin diğer aşındırıcı tiplerine göre düşük olması sebebi ile aşındırma üzerinde çok fazla etkisi söz konusu olmamıştır. 40 m/s su akış hızında 3 mm'lik seramik parçalar ile gerçekleştirilen analiz de ise maksimum erozyon oranı $5{,}44 \times 10^{-6}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak ölçülmüştür. Ahşap aşındırıcı türüne göre neredeyse 3 katlık bir artış söz konusudur.

Gerçekleştirilen radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarında işlemin verimliliğinin yüksek olmasının yanı sıra ortaya çıkan ikincil atık miktarı ve türü de büyük önem arz etmektedir. Sonuçta kullanılan sistemde kontamine olarak ortaya hem akışan hem de aşındırıcı parçacıklar çıkmaktadır. Aşındırıcı olarak seramik veya ahşap gibi ürünler kullanıldığından bunların bertarafı çelik parçacıklara göre daha zordur. Çünkü kullanılmış kontamine çelik parçalar kolaylıkla tekrardan radyoaktif dekontaminasyon işlemine tabi tutulabilmektedirler. Uygulanacak kimyasal veya elektrokimyasal radyoaktif dekontaminasyon ile bu kontamine olmuş çelik topların tekrardan radyoaktif dekontaminasyonu mümkün olmaktadır. Böylelikle süreç sonunda sadece sıvı olarak bir ikincil atık meydana gelecek ve bununda bertaraf işlemleri daha kolay olacaktır.

Aşındırıcı kullanımı ile radyoaktif dekontaminasyon kendi içinde kuru ve yaş aşındırıcılar olarak ikiye ayrılmaktadır. Bu çalışma kapsamında da analiz edildiği üzere hava veya metan kullanılan durumda işlem kuru aşındırıcı ile radyoaktif dekontaminasyon olmakta, suyun kullanıldığı durumda ise yaş aşındırıcı ile radyoaktif dekontaminasyon olarak anılmaktadır. Gerçekleştirilen analizde de en verimli yöntem aynı sabitlerde hava ve metana kıyasla suyun kullanıldığı yöntem olarak ortaya çıktığı görülmektedir. Bu aslında hem uygulama kolaylığı hem de alınması gereken önlemler açısından da avantajlar barındırmaktadır. Çünkü kuru

aşındırıcı uygulamalarında çok fazla tozun ortaya çıkmasından ötürü çalışanlar için havalandırma, maske, vb. gibi uygulamalar ortaya çıkmakteyken, sulu ortamda yapılan radyoaktif dekontaminasyonda bu tür önlemlere gerek kalmamaktadır. Ayrıca ikincil atık olarak ortaya çıkan kontamine ürünlerinde daha kolay müdahale edilebilir şekilde olması bir başka avantajı olarak düşünülebilir.

Literatürdeki radyoaktif dekontaminasyon uygulamaları açısından diğer yöntemlerle karşılaştırmak için genel (ortalama) erozyon oranı değeri seçilmelidir. Bu nedenle en yüksek erozyon hızına sahip modelde (3 mm çelik kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan) Çizelge 4.2'de yer alan 48 farklı noktadan değerler alınarak (tüm dirsek boru eşit aralıklarla taranarak) ortalama bir erozyon oranı değeri elde edilmiştir. Şekil 4.13'de maksimum erozyon oranı ve bazı örnekleme seçilen değerler yer almaktadır. Bu değer, maksimum erozyon oranı değerinden neredeyse 100 kat daha düşük olan $5{,}97 \times 10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak ölçülmüştür.

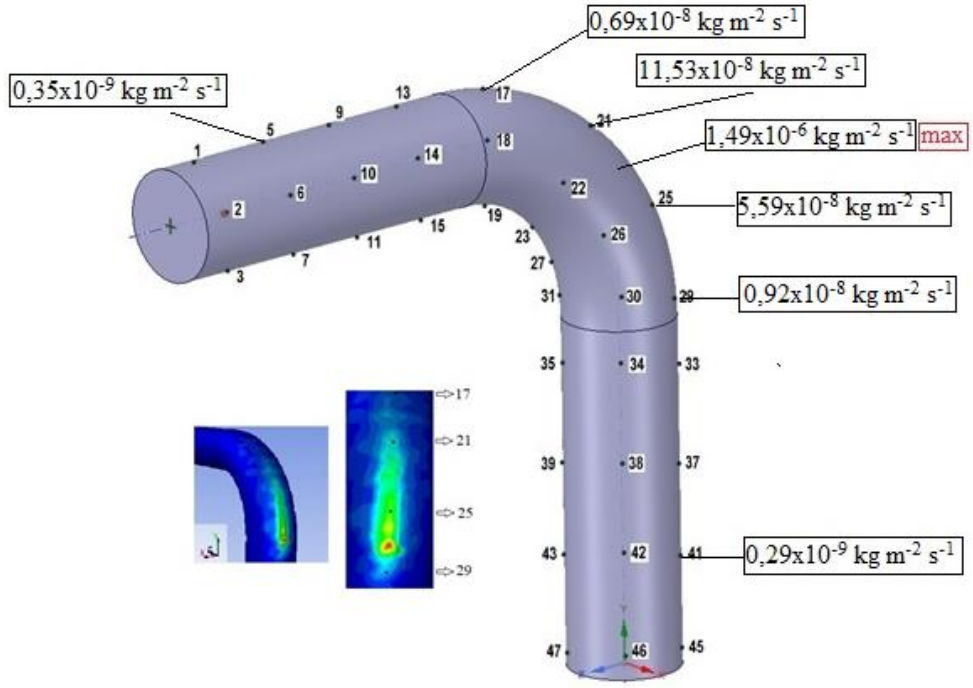


Şekil 4.13. 3 mm çelik parçacık kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için örnekleme ile seçilen noktalardan alınan değerler

Çizelge 4.2. 3 mm çelik kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için 48 farklı noktadan alınan değerler

No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})
1	$0,41x10^{-9}$	13	$0,256x10^{-8}$	25	$37,26x10^{-8}$	37	$3,74x10^{-8}$
2	$0,37x10^{-9}$	14	$0,115x10^{-8}$	26	$16,66x10^{-8}$	38	$1,61x10^{-8}$
3	$0,37x10^{-9}$	15	$0,121x10^{-8}$	27	$7,890x10^{-8}$	39	$1,55x10^{-8}$
4	$0,40x10^{-9}$	16	$0,118x10^{-8}$	28	$13,35x10^{-8}$	40	$0,55x10^{-9}$
5	$0,89x10^{-9}$	17	$4,567x10^{-8}$	29	$6,12x10^{-8}$	41	$0,19x10^{-8}$
6	$0,85x10^{-9}$	18	$4,918x10^{-8}$	30	$4,78x10^{-8}$	42	$0,41x10^{-9}$
7	$0,83x10^{-9}$	19	$5,758x10^{-8}$	31	$5,55x10^{-8}$	43	$0,35x10^{-9}$
8	$0,76x10^{-9}$	20	$4,416x10^{-8}$	32	$4,39x10^{-8}$	44	$0,54x10^{-9}$
9	$0,123x10^{-8}$	21	$76,89x10^{-8}$	33	$8,07x10^{-8}$	45	$0,34x10^{-9}$
10	$0,890x10^{-9}$	22	$23,10x10^{-8}$	34	$3,61x10^{-8}$	46	$0,18x10^{-9}$
11	$0,112x10^{-8}$	23	$14,71x10^{-8}$	35	$4,11x10^{-8}$	47	$0,19x10^{-9}$
12	$0,970x10^{-9}$	24	$26,88x10^{-8}$	36	$3,78x10^{-8}$	48	$0,16x10^{-9}$

En yüksek erozyona oranına sahip modele ek olarak en düşük erozyonun görüldüğü (3 mm ahşap kullanılarak 40 m/s su debisi olan) model için de 48 farklı noktadan değerler alınarak ortalama erozyon değeri hesaplanmaya çalışılmıştır (Çizelge 4.3). Şekil 4.14'de maksimum erozyon oranı ve örnekleme seçilen bazı değerler yer almaktadır. Ortalama erozyon doranı değeri yaklaşık olarak $0,89x10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak ölçülmüştür.

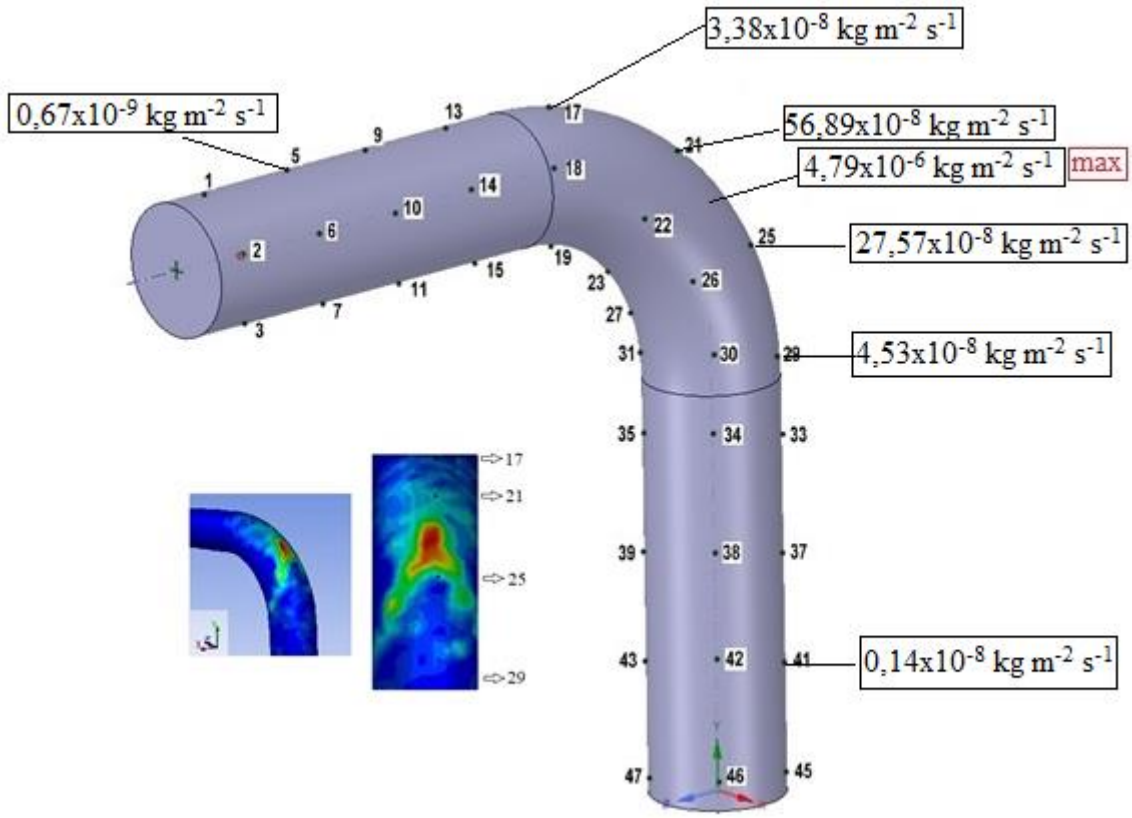


Şekil 4.14. 3 mm ahşap parçacık kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için örnekleme ile seçilen noktalardan alınan değerler

Çizelge 4.3. 3 mm ahşap parçacık kullanılarak 40 m/s su akış hızı olan model için 48 farklı noktadan alınan değerler

No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})
1	0,06x10^{-9}	13	0,39 x10^{-9}	25	5,589 x10^{-8}	37	0,561 x10^{-8}
2	0,06 x10^{-9}	14	0,18 x10^{-9}	26	2,499 x10^{-8}	38	0,241 x10^{-8}
3	0,06 x10^{-9}	15	0,18 x10^{-9}	27	1,184 x10^{-8}	39	0,232 x10^{-8}
4	0,06 x10^{-9}	16	0,18 x10^{-9}	28	2,003 x10^{-8}	40	0,09 x10^{-9}
5	0,135 x10^{-9}	17	0,685 x10^{-8}	29	0,918 x10^{-8}	41	0,29 x10^{-9}
6	0,135 x10^{-9}	18	0,738 x10^{-8}	30	0,717 x10^{-8}	42	0,06 x10^{-9}
7	0,12 x10^{-9}	19	0,864 x10^{-8}	31	0,833 x10^{-8}	43	0,06 x10^{-9}
8	0,12 x10^{-9}	20	0,663 x10^{-8}	32	0,659 x10^{-8}	44	0,08 x10^{-9}
9	0,18 x10^{-9}	21	11,53 x10^{-8}	33	1,210 x10^{-8}	45	0,05 x10^{-9}
10	0,135 x10^{-9}	22	3,465 x10^{-8}	34	0,541 x10^{-8}	46	0,03 x10^{-9}
11	0,165 x10^{-9}	23	2,207 x10^{-8}	35	0,616 x10^{-8}	47	0,03 x10^{-9}
12	0,145 x10^{-8}	24	4,032 x10^{-8}	36	0,567 x10^{-8}	48	0,03 x10^{-9}

En yüksek ve en düşük erozyon oranına sahip iki modelin de ortalama erozyon değeri hesaplandıktan sonra uygulama kolaylığı düşünüldüğünde yine 3 mm çelik parçacıkların 40 m/s akış hızındaki hava ile olan ortalama erozyon değerini hesaplamak için 48 farklı noktadan değerler alınarak ortalama erozyon değeri hesaplanmaya çalışılmıştır (Çizelge 4.4). Şekil 4.15'de maksimum erozyon oranı ve bazı örnekleme seçilen değerler yer almaktadır. Ortalama erozyon değeri bu model için $4{,}42x10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak elde edilmiştir.

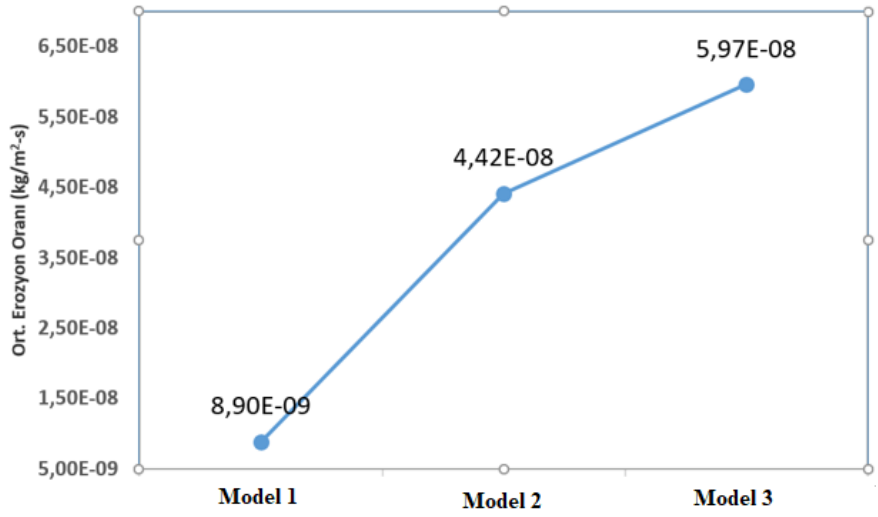


Şekil 4.15. 3 mm çelik parçacık kullanılarak 40 m/s hava akış hızı olan model için örnekleme ile seçilen noktalardan alınan değerler

Çizelge 4.4. 3 mm çelik kullanılarak 40 m/s hava akış hızına sahip model için 48 noktadan alınan değerler

No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})	No	Erozyon Oranı (kg m^{-2} s^{-1})
1	0,296x10^{-9}	13	0,1924 x10^{-8}	25	27,5724 x10^{-8}	37	2,7676 x10^{-8}
2	0,296 x10^{-9}	14	0,0888 x10^{-8}	26	12,3284 x10^{-8}	38	1,1914 x10^{-8}
3	0,296 x10^{-9}	15	0,0888 x10^{-8}	27	5,8386 x10^{-8}	39	1,147 x10^{-8}
4	0,296 x10^{-9}	16	0,0888 x10^{-8}	28	9,879 x10^{-8}	40	0,444 x10^{-9}
5	0,666 x10^{-9}	17	3,3818 x10^{-8}	29	4,5288 x10^{-8}	41	0,1406 x10^{-8}
6	0,666 x10^{-9}	18	3,6408 x10^{-8}	30	3,5372 x10^{-8}	42	0,296 x10^{-9}
7	0,592 x10^{-9}	19	4,2624 x10^{-8}	31	4,107 x10^{-8}	43	0,296 x10^{-9}
8	0,592 x10^{-9}	20	3,2708 x10^{-8}	32	3,2486 x10^{-8}	44	0,37 x10^{-9}
9	0,888 x10^{-9}	21	56,8986 x10^{-8}	33	5,9718 x10^{-8}	45	0,222 x10^{-9}
10	0,666 x10^{-9}	22	17,094 x10^{-8}	34	2,6714 x10^{-8}	46	0,148 x10^{-9}
11	0,814 x10^{-9}	23	10,8854 x10^{-8}	35	3,0414 x10^{-8}	47	0,148 x10^{-9}
12	0,7178 x10^{-8}	24	19,8912 x10^{-8}	36	2,7972 x10^{-8}	48	0,148 x10^{-9}

Maksimum erozyon oranı en düşük olan 3 mm ahşap parçacık eklentili 40 m/s su akışlı modelde ortalama erozyon oranı değeri 0,89x10^{-8} kg m^{-2} s^{-1} olarak, 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s hava akışlı modelde 4,42x10^{-8} kg m^{-2} s^{-1} olarak, 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s su akışlı modelde ise 5,97x10^{-8} kg m^{-2} s^{-1} olarak ölçülmüştür. Ortalama erozyon oranı değeri hesaplanan 3 farklı model karşılaştırıldığında maksimum erozyon oranı değeri en yüksek olan modelin ortalama erozyon oranı değeri de yüksek gelmiştir. Bu üç değere ait karşılaştırma Şekil 4.16'da verilmiştir.



Şekil 4.16. Ortalama erozyon oranı değerlerinin model 1) 3 mm ahşap parçacık eklentili 40 m/s su akış, model 2) 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s hava akış, model 3) 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s su akış modeller için karşılaştırması

Bourgoyne'nin çalışmasında erozyon oranı değerleri mm/yıl olarak verilmiştir [53]. Aynı hesaba dayanarak, bu çalışmada en yüksek ortalama erozyon oranı, yaklaşık olarak 0,26 mm/yıl veya 0,03 µm/saat olarak ölçülmüştür [53]. Sonuç olarak, 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s su akış kullanıldığı durumda radyoaktif dekontaminasyon işlemi saatler içinde gerçekleştirilebilmektedir.

Analiz sonuçları, katı parçacık erozyonu ve radyoaktif dekontaminasyon açısından literatürle karşılaştırılmıştır. Efremenkov ve diğerleri, farklı çelik türlerinin kimyasal radyoaktif dekontaminasyonunu incelemiş ve erozyon oranı olarak maksimum $3{,}9 \times 10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} (0,02 µm/saat) değerine ulaşmış [15], bu tez çalışmasında ise daha kolay bir yöntemle benzer erozyon oranlarına ulaşılmıştır. Yapılan bu çalışma sonucunda elde edilen sonuçların literatürle uyumlu olduğu gözlemlenmiştir.

JAEA tarafından gerçekleştirilen bir çalışmada, 30 µm derinliğe kadar yüzey ve yüzey altına nüfus eden radyoaktif dekontaminasyon uygulamalarında çok yüksek DF değerlerine (10 000'e kadar) ulaşmak mümkündür [4]. Klein ve Massaut SS304 çeliklerinin radyoaktif dekontaminasyonu ile ilgili deneysel bir çalışma gerçekleştirmiş ve maksimum 10 µm bir kalınlık azalışla (Kontaminasyonun mevcut olduğu oksit filmlerin ve biraz da ana malzemenin uzaklaştırılması) çok düşük kalıntı kontaminasyon değerleri elde edilmiştir [8].MEDOC yöntemiyle, metal yüzeyinden 10 µm metal çözülmekte ve sonuç olarak DF

değeri 10 000'den büyük olabilmektedir [11]. Benzer olarak Çernobil nükleer santralinden gelen metalik parçaların işlenmesi için kullanılan DECOHA yönteminde ise erozyon hızı yaklaşık olarak 1 µm/saat olarak belirtilmiştir [54]. Bu tez çalışması kapsamında gerçekleştirilen analizde toplam erozyon oranı 0,03 µm/saat olarak ölçülmüş ve yukarıdaki litaratür çalışmalarına bakıldığında 10 µm civarlarında bir nufuziyet çok yüksek oranda DF değerlerine ulaşmada yeterli görülmektedir. Nispeten diğer uygulamalara göre kolay olan bu sistemle 100 ile 300 saat arası uygulamalarda verimli, kolay uygulanabilen, az miktarda ikincil atık oluşturan, parçaların geri dönüşümüne olanak sağlayan ve çalışanların güvenliği açısından da büyük avantajlar barındıran bir radyoaktif dekontaminasyon sisteminin analizi gerçekleştirilmiştir.

5. SONUÇ VE ÖNERİLER

Bu tez çalışması kapsamında ele alınan konu erozyonun aşındırıcı etkisinin radyoaktif dekontaminasyon amaçlı kullanılmasına yönelik analiz gerçekleştirilerek en uygun modelin belirlenmesi çalışmasıdır. Bilindiği üzere erozyonun borularda yüzey aşındırması ile malzeme kaybına, delinmelere sebep olması istenmeyen bir durumdur. Ancak erozyonun bu özelliği, tez çalışması kapsamında avantaj olarak değerlendirilmiş ve radyoaktif dekontaminasyon amaçlı kullanılıp kullanılmayacağının anlaşılması amacıyla ANSYS Fluent programı yardımıyla bir analiz çalışması gerçekleştirilmiştir. Bu analiz çalışmasında erozyonu artırıcı etmenlerden akış hızı, akış türü, katı parçacık türü ve boyutları parametre olarak belirlenmiş ve en yüksek erozyon oranına sahip model belirlenmeye çalışılmıştır. Elde edilen sonuçlar aşağıda listelenmiştir:

- En yüksek erozyona sahip model akışkan olarak suyun kullanıldığı, akışkan hızının 40 m/s olduğu, katı parçacık olarak ise 3 mm'lik çelik parçacıkların yer aldığı modeldir. Bu modelde yapılan analiz ile maksimum erozyon oranı olarak $6{,}46 \times 10^{-6}$ kg m^{-2} s^{-1} (3,25 μm/saat) değerine ulaşılmıştır.

- En düşük erozyona sahip model akışkan olarak suyun kullanıldığı, akışkan hızının 40 m/s olduğu, katı parçacık olarak ise 3 mm'lik ahşap parçacıkların yer aldığı modeldir. Bu modelde yapılan analiz ile maksimum erozyon oranı olarak $1{,}49 \times 10^{-6}$ kg m^{-2} s^{-1} (0,75 μm/saat) değerine ulaşılmıştır.

- Ekipmanın tamamında kontaminasyon genel olarak dağıldığından dolayı dirsek boruda meydana gelen erozyonun ortalama değerini bulmak amacıyla 3 farklı model için 48 farklı noktadan değerler alınmış ve karşılaştırılmıştır.

- Ortalama erozyon oranı değerleri, 3 mm ahşap parçacık eklentili 40 m/s su akışlı modelde $0{,}89 \times 10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak, 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s hava akışlı modelde $4{,}42 \times 10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak, 3 mm çelik parçacık eklentili 40 m/s su akışlı modelde ise $5{,}97 \times 10^{-8}$ kg m^{-2} s^{-1} olarak ölçülmüştür.

- Bu tez çalışması kapsamında en iyi sonuçların çelik parçacıklar kullanılarak elde edilmesi çelik malzemesinin ikincil atık olarak ele alınırken elektrokimyasal veya

kimyasal olarak radyoaktif dekontaminasyonun kolay olması bakımından da ayrıca bir avantaj olarak ortaya çıkmaktadır.

- Kontaminasyonun ekipman veya malzeme yüzeylerinde mikrometre seviyelerinde yer alması sebebiyle bu çalışma kapsamında irdelenen yöntemle belirli sürelerde kolaylıkla yüksek oranda radyoaktif dekontaminasyon sağlayan özgün bir uygulamanın ortaya çıkacağı düşünülmektedir.

Daha sonraki süreçte analizlerin geliştirilmesi anlamında uygulanabilecek çalışmalar maddeler halinde aşağıda önerilmiştir:

- Farklı çalışma parametreleri için deney tasarımı yöntemi ile optimizasyon teknikleri kullanılarak radyoaktif dekontaminasyon incelenebilir.

- Parçacık boyutlarının daha büyük veya çok daha küçük (mikrometre seviyelerinde) olduğu durumların etkileri incelenebilir.

- Yapay sinir ağları ve regresyon analizi yöntemleri ile elde edilecek sonuçlara bağlı olarak yeni ampirik eşitlikler geliştirilebilir.

- Kimyasal radyoaktif dekontaminasyonun da temeli olan ve yüzey oksitlerini çözme amaçlı kimyasalların kullanımı ile gerçekleştirilecek bir dekontaminasyon uygulamasının modellemesi gerçekleştirilebilir.

KAYNAKLAR

1. Boing, L. (2006). *Decommissioning of Nuclear Facilities:Decontamination Technologies*. IAEA Publishing, 4-48.

2. Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı. (1979). *Safety Series No.48: Manual on Decontamination Surfaces*. IAEA Publishing, 1-35.

3. Avrupa Komisyonu Koordinasyon Ağı. (2009). *Dismantling Techniques, Decontamination Techniques,Dissemination of Best Practice, Experience and Know-how*. EC-CND Publishing, 6-28.

4. Ahn, A. (2015). *Environmental Contamination and Decontamination in the Fukushima Accident*. Springer, 85-104.

5. Leuthrot, C., Beslu, P. (1989). *Water Chemistry of Nuclear Reactor Systems Paper 54: Distribution of actinides and solid fission products inside PWR primary circuits*. Ice Publishing, 313-318.

6. Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı. (2002). *Primary Circuit Contamination in Nuclear Power Plants: Contribution to Occupational Exposure*. IAEA-inis, 1-3. https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/37/115/37115714.pdf adresinden erişildi.

7. Uluslararası Atom Enerjisi Ajansı. (2011). *Status Report for Advanced Nuclear Reactor Designs - Report 93, VVER-1000 (V-466B)*. IAEA Publications,5-18. https://aris.iaea.org/PDF/VVER-1000(V-466B).pdf adresinden erişildi.

8. Klein, M., Massaut, V. (1997). *Dismantling Technologies in Decommissioning of the BR3 Reactor*. IAEA, 4-13. https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/te_1273_prn.pdf adresinden erişildi.

9. Lesage, L. G. ve Sarkisov, A. A. (1996). *Nuclear Submarine Decommissioning and Related Problems*. Kluwar Academic Publisher, 57-60.

10. Laraia, M. (2012). *Nuclear Decommisioning: Planning, execution and international experience*. Woodhead Publishing, 11-22.

11. Çetin, Y., Acır, A. (2022). Simulating the erosion modelling of pipes used in nuclear power plants in terms of physical decontamination. *Progress in Nuclear Energy*, 150, 104284. https://doi.org/10.1016/j.pnucene.2022.104284

12. Lawrence, A. (2009). *Cavitation in Ultrasonic Cleaning and Cell Disruption*. PPB Megasonics. https://www.megasonics.com/Cavitation.pdf adresinden erişildi.

13. Wille, H., Bertholdt, H. O., Roumiguiere, F. (1997). *Chemical Decontamination With the CORD UV Process: Principle and Field Experience*. Nuclear Energy in Central Europe, 199-208.

14. Archibald, K., Demmer, R., Argyle, M., Ancho, M., Hai-Pao, J. (2002). *NPOX Decontamination System*. UNT Digital Library, 1-6.

15. Efremenkov, V.M., Voronik, N. I., and Shatilo, N. V. (1998). *Decontamination as a Part of Decommissioning and Maintenance Work at Nuclear Installations*. IAEA, 9-26. https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/29/040/29040025.pdf adresinden erişildi.

16. Nükleer Enerji Ajansı. (1998). *Decontamination Techniques Used in Decommisioning Activities*. NEA, 15-27. https://www.oecd-nea.org/upload/docs/application/pdf/2020-12/decontec.pdf adresinden erişildi.

17. Hebrant, P. (1989). Lending piping a new lease of life. *Nuclear Engineering International*, 34 (414), 48-49.

18. Demmer, R. (1994). *Testing and Evaluation of Eight Decontamination Chemicals*. WINCO-1228, Idaho. Idaho Operations Office, 1228.

19. Qiang, W., Chuan, W. (2007). Study on Application of Joint Ultrasound - Chemical Decontamination Technology in Nuclear Power Plants. *Applied Chemical Industry*, 36 (1), 90-95.

20. Shin, J. M., Kim, K. H., Park, J. J., Lee, H. H., Yang, M. S., Nam, S. H., and Kim, M. J. (2000). *A state of the art report on the decontamination technology for dry ice blasting*. Korean Atomic Energy Research Institue, 567.

21. Uluslarası Atom Enerjisi Ajansı. (1999). *Safety Guide WSG-2.1: Decommissioning of Nuclear Power Plants and Research Reactors*. IAEA Publications, 1079.

22. İnternet: TAEK, Türkiye Atom Enerjisi Kurumu. (2009a). *Basınçlı Su Reaktörü Tipi*, URL: http://www.taek.gov.tr/nukleer-guvenlik/nukleerenerji-ve-reaktorler/170-nukleer-reaktorler/464-basincli-su-reaktoru-tipi.html. Son Erişim Tarihi, 01.11.2017.

23. İnternet: TAEK, Türkiye Atom Enerjisi Kurumu. (2010) *Kaynar Sulu Reaktör Tipi*, URL: http://taek.gov.tr/nukleer-guvenlik/nukleer-enerjive-reaktorler/170-nukleer-reaktorler/463-kaynar-sulu-reaktor-tipi.html. Son Erişim Tarihi, 01.11.2017.

24. İnternet: TAEK, Türkiye Atom Enerjisi Kurumu. (2009b). *Basınçlı Ağır Su Reaktörü*. URL: http://www.taek.gov.tr/nukleerguvenlik/nukleer-enerji-ve-reaktorler/170-nukleer-reaktorler/462-basincli-agir-sureaktoru.html. Son Erişim Tarihi, 01.11.2017.

25. Mansouri, A., Arabnejad, H., Karimi, S., Shirazi, S. A. & McLaury, B. S. (2015). Improved CFD modeling and validation of erosion damage due to fine sand particles. *Wear*, 338-339, 339-350.

26. Hassan-Beck, H., Firmansyah, T., Suleiman, M. I., Matsumoto, T., Al Musharfy, M., Chaudry, A. H., ve Rakib, M. A. (2019). Failure analysis of an oil refinery sour water stripper overhead piping loop: Assessment and mitigation of erosion problems. *Engineering Failure Analysis*, 96, 88-99.

27. Acır, A., Uzun, S., Genc, Y., Asal, S. (2021). Thermal analysis of the VVER-1000 reactor with thorium fuel and coolant containing Al2O3, CuO, and Tio2 nanoparticles. *Heat Transfer Research*, 52 (4), 79–93.

28. Genc, Y., Uzun, S., Acır, A. (2021). Evaluation of the Al/Cu/Si/Ag/Water nanofluid effects on heat transfer characteristics in VVER-1200 loaded with plutonium-thorium-based fuel. *Heat Transfer Research*, 52 (16), 1–12.

29. Doroshenko, Y., Doroshenko J., Zapukhliak, V., Poberezhny, L. & Maruschak, P. (2019). Modeling computational fluid dynamics of multiphase flows in elbow and T-junction of the main gas pipeline. *Transport*, 34(1), 19–29.

30. Patil, P. A. ve Bhojwani, V. K. (2018*).* Investigation of erosion phenomena and influencing factors due to the presence of solid particles in the flow: a review. *International Journal of Ambient Energy*, 1-9.

31. Kumar, S., Singh, J. P., Kumar, P. ve Mohapatra, S. K. (2017). CFD modeling of erosion wear in pipe bend for the flow of bottom ash suspension. *Particulate Science and Technology*, 1-11.

32. Marrah, A. (2019). *Simulating of Erosion Modeling Using ANSYS Fluid Dynamics*, Doktora Tezi, Newfoundland Memorial Üniversitesi Makina Mühendisliği Bölümü, Newfoundland, 12-23.

33. Finnie, I., ve McFadden, D. (1978). On the velocity dependence of the erosion of ductile metals by solid particles at low angles of incidence. *Wear*, 48(1), 181-190.

34. Neilson, J. ve Gilchrist, A. (1968). Erosion by a stream of solid particles. *Wear*, 11(2),111-122.

35. McLaury, B. S. (1996). *Predicting Solid Particle Erosion Resulting from Turbulent Fluctuations in Oilfield Geometries.* Doktora Tezi, Tulsa Üniversitesi Makina Mühendisliği Bölümü, Oklahoma, 21-23.

36. Ahlert, K. R. (1994). *Effects of particle impingement angle and surface wetting on solid particle erosion of AISI 1018 Steel*. Yüksek Lisans Tezi, Tulsa Üniversitesi Makina Mühendisliği Bölümü, Oklahoma, 25.

37. Salama, M. M. ve Venkatesh, E. S. (1983). *Evaluation of Erosional Velocity Limitations in Offshore Gas Wells*. OnePetro, 371– 376. https://onepetro.org/OTCONF/proceedings-abstract/83OTC/All-83OTC/OTC-4485-MS/50065 adresinden erişildi.

38. Oka, Y. I., Okamura, K. ve Yoshida, T. (2005) Practical estimation of erosion damage caused by solid particle impact: Part 1: Effects of impact parameters on a predictive equation. *Wear*, 259(1), 95-101.

39. Allen, T., Busby, J., Meyer, M. ve Petti, D. (2010). Materials challenges for nuclear systems. *Materials Today*, 13(2), 14-23.

40. Uluslarası Atom Enerjisi Ajansı. (2000). *Primary to Secondary Leaks in WWER Nuclear Power Plants*. IAEA Publishing, 15-26.

41. İnternet: Nucnet. (2023). Bangladesh / Welding Completed Of Main Circulation Pipeline At Rooppur-2. URL: https://www.nucnet.org/news/welding-completed-of-main-circulation-pipeline-at-rooppur-2-2-1-2023, Son Erişim Tarihi: 06.03.2023.

42. Nükleer Düzenleme Komisyonu (2015). *Design of Structures, Components, Equipment, and Systems, and Reactor Coolant System and Connected Systems Chapter 5: Reactor Coolant System and Connected Systems*. US-NRC, 4-17. https://www.nrc.gov/reading-rm/doc-collections/nuregs/staff/sr1793/initial/chapter5.pdf adresinden erişildi.

43. Riznic, J. (2017). *Steam Generators for Nuclear Power Plants*. Woodhead Publishing, 71.

44. Song, G., Zhang, D., Su, G.H., Chen, G., Tian, W. ve Qiu, S. (2020). Assessment of ECCMIX component in RELAP5 based on ECCS experiment. *Nuclear Engineering and Technology*, 52(1), 59-68.

45. Launder, B. E. ve Spalding, B. (1974). The Numerical Computation of Turbulent Flows. *Computational Methods in Applied Mechanics and Engineering*, 3, 269-289.

46. Pope, S.B. (2001). *Turbulent flows*. IOP Publishing, 1-11.

47. İnternet: ANSYS Fluent, 12.0/12.1 Documentation, Users Guide Manual. URL: https://www.ansys.com//media/ansys/en-gb/presentations/2018. Son Erişim Tarihi: 15.01.2023.

48. Mohamed, M. H., Ali, A. M. ve Hafiz, A. A. (2015). CFD analysis for H-rotor Darrieus turbine as a low speed wind energy converter. *Engineering science and technology an international journal*, 18(1), 1-13.

49. J. K. Edwards, B. S. McLaury, ve S. A. Shirazi. (1998). *Supplementing a CFD Code with Erosion Prediction Capabilities*. Fluids Engineering Division ASME Proceedings, 98.

50. Abdulla, A. (2011). *Estimating Erosion in Oil and Gas Pipeline Due to Sand Presence.* Yüksek Lisans Tezi, Blekinge Teknoloji Enstitüsü Makine Mühendisliği Bölümü, Karlskrona, 13-20.

51. Atkinson, R.H. (1993). *Hardness Tests for Rock Characterization. In: Hudson, J. (ed) Comprehensive rock engineering. Principles, practice and projects*. Pergamon- Oxford Press, 3, 105–117.

52. Suana, M. and Peters, T. (1982). The CERCHAR abrasivity index and its relation to rock mineralogy and petrography. *Rock Mechanics and Rock Engineering*, 15, 1–7.

53. Bourgoyne, A. T. (1989, February). *Experimental study of erosion in diverter systems due to sand production*. Paper presented at the SPE/IADC Drilling Conference, New Orleans.

54. Chen, L., Chamberlain, D. B., Conner, C., and Vandegrift, G. F. A. (1997). *Survey of decontamination processes applicable to DOE nuclear facilities*. Office of Technology Development, 19.



Gazili olmak ayrıcalıktır